

Jesús Aguilera Huertas



Efecto de la diversificación
de cultivos en olivar
tradicional

y su influencia
en los servicios
ecosistémicos ligados
al cambio climático

**X Premio de Investigación
del Consejo Económico y Social
de la provincia de Jaén**

MENCIÓN ESPECIAL

**EFFECTO DE LA DIVERSIFICACIÓN
DE CULTIVOS EN OLIVAR
TRADICIONAL Y SU INFLUENCIA
EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS
LIGADOS AL CAMBIO CLIMÁTICO**

Jesús Aguilera Huertas

**EFFECTO DE LA DIVERSIFICACIÓN
DE CULTIVOS EN OLIVAR
TRADICIONAL Y SU INFLUENCIA
EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS
LIGADOS AL CAMBIO CLIMÁTICO**



Consejo Económico y Social
de la provincia de Jaén

Edita: DIPUTACIÓN PROVINCIAL DE JAÉN
Consejo Económico y Social de la provincia de Jaén

© Del autor
© De la presente edición: Diputación Provincial de Jaén

I.S.B.N.: 978-84-09-60873-7
Depósito Legal: J. 154 - 2024

Impreso en España | Unión Europea

Índice

Resumen	11
1. Introducción	15
1.1. El olivar, un cultivo ancestral.....	15
1.1.1. Características generales.....	15
1.1.2. Influencia del clima en el desarrollo del olivar. La Cuenca Mediterránea	16
1.2. Tipología y principales prácticas de manejo del olivar en Andalucía.....	17
1.2.1. Olivar de secano versus olivar de regadío	17
1.2.2. Grados de intensificación del olivar Andaluz.....	18
1.2.3. Principales prácticas de manejo en el olivar Andaluz	19
1.2.3.1. Laboreo convencional.....	19
1.2.3.2. Mínimo Laboreo.....	20
1.2.3.3. No laboreo	20
1.2.3.4. Implantación de cubiertas vegetales	20
1.2.3.5. Adición de enmiendas orgánicas externas.....	23
1.2.4. Influencia del laboreo convencional en los suelos de olivar andaluz. Incentivos para un uso sostenible del suelo.....	23
1.2.5. Cambio en el uso y manejo de los suelos agrícolas: la diversificación de cultivos como técnica de gestión sostenible en suelos agrícolas de olivar medite- rráneo	24
1.2.5.1. Influencia de las cubiertas vegetales sobre las propiedades físico- químicas, biológicas y en la emisión de gases de efecto invernadero por parte del suelo de olivar	24
1.3. Servicios Ecosistémicos que ofrecen los cultivos leñosos. El caso del olivar	26
1.4. El papel de los suelos agrícolas frente al cambio climático.....	27
1.4.1. Influencia de la agricultura y de los suelos agrícolas en el ciclo biogeoquí- mico del carbono: emisores y sumideros de CO ₂	27
1.4.2. Recarbonización de los suelos agrícolas mediterráneos: iniciativa del 4%.....	28
1.4.3. Estrategia para la protección del suelo de la Unión Europea para 2030	30
1.5. Índices de calidad del suelo.....	31
1.5.1. La materia orgánica del suelo: Origen, composición, funciones y factores que incluyen su contenido	31

1.5.2. El carbono orgánico como indicador de calidad: distribución y estabilización en el suelo	32
1.5.2.1 Distribución y fraccionamiento del carbono orgánico en el suelo	32
1.5.2.2 Estabilización y grado de saturación del carbono orgánico en el suelo.....	33
1.5.2.3 Índice de Estratificación del carbono orgánico en el suelo.....	33
1.5.2.4 Relación entre la fracción orgánica e inorgánica. Índice Dexter	35
1.6. Nuevos retos en el cultivo del olivar	36
1.6.1. La nueva PAC en cultivos leñosos (2023/27), efectos en el manejo del olivar	36
1.6.2. Oportunidades de eliminación de CO ₂ atmosférico vinculadas a los agroecosistemas del olivo y posibles vías de valorización con potencial de eliminación de CO ₂	37
1.6.3. El futuro del olivar: la verificación y la certificación del secuestro de carbono.....	38
2. Hipótesis y objetivos.....	39
3. Material y métodos.....	41
3.1. Zona de estudio y diseño experimental	41
3.2. Muestreo y preparación de las muestras	43
3.2.1. Mediciones de gases de efecto invernadero del suelo	44
3.3. Métodos analíticos realizados.....	45
3.3.1. Contenido en gravas.....	45
3.3.2. Análisis granulométrico.....	45
3.3.3. Densidad aparente.....	45
3.3.4. pH del suelo.....	46
3.3.5. Carbonatos	46
3.3.6. Estabilidad estructural del suelo.....	46
3.3.7. Carbono orgánico del suelo.....	47
3.3.8. Carbono orgánico particulado del suelo	47
3.3.9. Nitrógeno total del suelo.....	48
3.3.10. Amonio y nitrato del suelo.....	48
3.3.11. Nutrientes del suelo.....	49
3.4. Parámetros calculados a partir de datos analíticos.....	49
3.4.1. Stock de carbono orgánico del suelo.....	49
3.4.2. Stock de nitrógeno total del suelo.....	49
3.4.3. Stock total de carbono orgánico del suelo.....	50

3.4.4. Stock total de nitrógeno del suelo.....	50
3.4.5. Contenido de saturación del carbono orgánico del suelo	50
3.4.6. Déficit de carbono orgánico del suelo	51
3.4.7. Contenido de CO ₂ equivalente almacenado en el suelo	51
3.4.8. Relación Clay/C ratio Índice Dexter	51
3.4.9. Tasa de almacenamiento de C por 1000	52
3.4.10. Índice de estratificación del C y N	52
3.5. Análisis estadísticos	53
4. Resultados y discusión	55
4.1. Evaluación a medio plazo de la iniciativa 4%, almacenamiento y estabilización del carbono orgánico del suelo en un olivar mediterráneo de secano bajo laboreo convencional: un caso de estudio	55
4.1.1. Introducción.....	55
4.1.2. Material y métodos.....	57
4.1.2.1. Descripción del área de estudio y parámetros climáticos.....	57
4.1.2.2. Diseño experimental.....	57
4.1.2.3. Recogida de muestras y análisis de laboratorio.....	58
4.1.3. Resultados y discusión	59
4.1.3.1. Concentración y distribución del SOC y SOC-S a lo largo del perfil en la fase preliminar (CT0)	59
4.1.3.2. Efecto del laboreo convencional a medio plazo sobre el SOC y el SOC-S en el suelo.....	61
4.1.3.3. Efecto de la gestión sobre la evolución del carbono orgánico ligado a la fracción fina del suelo (SOC _{fine} : <20 µm)	62
4.1.3.4. La recarbonización de los suelos: Iniciativa 4% en suelos Agrícolas mediterráneos.....	63
4.1.3.5. Perspectivas de futuro de la gestión del olivar para aumentar el SOC.....	64
4.1.4. Conclusiones	65
4.2. ¿Puede la diversificación de cultivos aumentar el carbono orgánico del suelo y alcanzar el objetivo del 4% en un olivar tradicional de secano a corto plazo?.....	66
4.2.1. Introducción.....	66
4.2.2. Material y métodos.....	68
4.2.2.1. Descripción de la zona de estudio.....	68
4.2.2.2. Detalles experimentales, muestreo del suelo y análisis de laboratorio	68
4.2.2.3. Análisis estadísticos	71

4.2.3. Resultados y discusión	71
4.2.3.1. Efecto de las diversificaciones en la productividad de los olivares	71
4.2.3.2. Efecto de la diversificación de cultivos sobre el C y el N del suelo a corto plazo(2018-2021)	72
4.2.3.3. Efecto de la gestión sostenible del suelo en SR-SOC y SR-TN	75
4.2.3.4. Iniciativa 4‰: contribución de la diversificación de cultivos a la recarbonización de los suelos.....	76
4.2.3.5. Efecto de la gestión en el SOC-S y su influencia en el CO ₂ -eq almacenado en el suelo	77
4.2.4. Conclusiones	78
4.2.5. Agradecimientos.....	79
4.3. ¿Puede la diversificación de cultivos a corto plazo reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en un olivar mediterráneo de secano?	80
4.3.1. Introducción.....	80
4.3.2. Material y métodos.....	81
4.3.2.1. Zona de estudio	81
4.3.2.2. Detalles experimentales.....	82
4.3.2.3. Mediciones de gases de efecto invernadero en el suelo.....	83
4.3.2.4. Análisis estadísticos	83
4.3.3. Resultados y discusión	83
4.3.3.1. Evolución de la temperatura y la humedad del suelo y tasas de emisión de gases de efecto invernadero	83
4.3.4. Implicaciones para la gestión	87
4.3.5. Conclusiones	88
4.3.6. Agradecimientos.....	88
5. Conclusiones	89
6. Referencias.....	91
7. Anexo final de figuras y tablas por secciones.....	125

Resumen

Es sabido que el cambio climático y la competencia por la tierra son retos urgentes para la humanidad. En base a esto, la agricultura desempeña un papel fundamental a la hora de garantizar la seguridad alimentaria y los medios de subsistencia para la población. Además, el papel de los suelos agrícolas está alcanzando cada vez más relevancia a nivel internacional debido a su participación en el ciclo global del carbono (C) en busca de una reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero.

En la cuenca Mediterránea, los riesgos derivados del cambio climático hacen que esta sea una de las zonas más amenazadas, presentando gran vulnerabilidad. Dentro de ella, el olivar es el cultivo permanente más característico con una superficie total en Andalucía de 1.673.071 ha. Este agroecosistema, muestra una marcada multifuncionalidad y un importante potencial para proporcionar servicios ecosistémicos (ES).

En Andalucía, este cultivo, se ha establecido tradicionalmente en condiciones de secano y con operaciones de laboreo que se han ido intensificando en el tiempo según la tecnología disponible. En este tipo de manejo, laboreo convencional (CT), la evolución de la tecnología y la aplicación de herbicidas ha favorecido el mantenimiento del suelo desnudo con objeto de evitar la competencia por el agua, bien escaso en la zona Mediterránea. En las últimas décadas, el manejo intensivo del suelo (CT) ha sido criticado y reconocido como origen de degradación del suelo, derivando en una variante de manejo que suprime el laboreo y recurre a la aplicación de herbicidas (NT+HH) para seguir manteniendo el suelo desnudo. En consecuencia, ambos manejos han repercutido en bajos rendimientos económicos para el agricultor. Frente a este tipo de manejos insostenibles, la implantación de sistemas de gestión sostenibles como el mínimo laboreo (MT) y el desarrollo de cubiertas vegetales en los suelos de olivar, podría suponer una mejora en la calidad del suelo y en la producción del cultivo, incrementando la biodiversidad y favoreciendo la producción de ES por parte del olivar de secano, repercutiendo en la adaptación y mitigación al cambio climático. Además, si esta cubierta vegetal es un cultivo secundario (diversificación), el agricultor, puede llegar a obtener un rendimiento económico derivado de la misma.

En este sentido, las prácticas de manejo llevadas a cabo sobre los suelos agrícolas mediterráneos de olivar tienen gran importancia a la hora de determinar la

capacidad de estos suelos para secuestrar y estratificar C y convertirse por tanto en grandes sumideros, pudiendo conseguir el objetivo marcado por la iniciativa 4‰, y necesitando grandes periodos de tiempo hasta alcanzar su nivel saturación, tiempo suficiente para evaluar los diferentes ES que pueden proporcionar.

Por todo lo anterior, esta tesis doctoral se ha centrado en el análisis de las diferentes técnicas de manejo llevadas a cabo en los suelos del olivar andaluz de secano, evaluando como afectan a sus propiedades fisicoquímicas y especialmente al almacenamiento y secuestro de C. Esta evaluación, se ha llevado a cabo tanto a largo plazo (comparando los manejos más tradicionales como el CT), como a corto plazo (evaluando los efectos de la introducción de las diversificaciones y el cambio al MT).

En la evaluación a largo plazo, como consecuencia de la aplicación de estas técnicas de manejo insostenibles (CT), se ha comprobado la degradación de los suelos de olivar sometidos a cultivo durante décadas y se ha podido observar cómo se ha producido un importante proceso de descarbonización de los suelos objeto de estudio, con grandes pérdidas de carbono orgánico del suelo (SOC) y de stock de C (SOC-S). Debido a ello, estos suelos se encuentran lejos de conseguir los objetivos de secuestro de SOC-S propuestos por la iniciativa 4‰. De igual forma ocurre con los valores de nitrógeno (TN), ya que estos manejos causan pérdidas de TN que dejan clara una baja fertilidad del suelo, repercutiendo en su capacidad productiva.

Sin embargo, desde el punto de vista de su grado de saturación, se ha comprobado que estos suelos, mantienen intacta su capacidad de secuestro y estabilización de C en la fracción fina del suelo ($<20\ \mu\text{m}$), llegando incluso a incrementar esta fracción después de 15 años como consecuencia manejo (CT) llevado a cabo sobre ellos.

Es por esto por lo que, como principal alternativa de gestión para potenciar la mejora en el rendimiento económico, en la calidad, en la biodiversidad y en el secuestro de C debido a su gran capacidad para convertirse en sumideros, se implantan diversificaciones de cultivos con MT durante un periodo de 3 años de evaluación en el marco del proyecto H2020 – Diverfarming: “Diversificación de cultivos y agricultura de bajos insumos en Europa: del compromiso de los profesionales y los servicios ecosistémicos al aumento de los ingresos y la organización de la cadena de valor”, acuerdo de subvención 728003. En este periodo, este tipo de manejo se ha perfilado como una técnica sostenible sobre los suelos de estudio con un aumento del contenido de SOC superficial y con una mejora en las comunidades microbianas, además de la clara consecución de los objetivos de secuestro de C marcados por la iniciativa 4‰ en las parcelas con diversificación de cultivos en comparación con las parcelas con CT, mostrando estos suelos una gran capacidad para convertirse en grandes sumideros de C con este tipo de prácticas, consiguiendo así una recarbonización de estos.

Sin embargo, las condiciones climáticas semiáridas de la zona (escasas e irregulares precipitaciones y elevadas temperaturas), han afectado principalmente al desarrollo de la cubierta vegetal que es poco operativo y dificultoso de conseguir, con problemas para el desarrollo de los cultivos implantados, obteniendo finalmente unos suelos con escasa cobertura y que generalmente suelen proporcionar cubiertas mixtas, formadas por la diversificación y la cubierta vegetal espontánea. Además, por un lado, en los primeros años

de implantación, la cosecha de aceituna en las parcelas diversificadas sufre un descenso, aunque tiende a incrementarse y estabilizarse al final del estudio y, por otro lado, estas cubiertas causan una mayor emisión de CO₂ frente al suelo desnudo.

Es por esto por lo que, aunque los resultados de evolución del C en el suelo, biodiversidad y servicios ecosistémicos obtenidos son favorables y muestran tendencias generalmente positivas, se necesita más tiempo para demostrar si esta práctica tiene un potencial impacto positivo y es realmente efectiva para la mejora de la calidad del suelo en los olivares de la cuenca mediterránea ya que estos suelos se encuentran fuertemente deteriorados, debido al manejo y a las condiciones climáticas de la zona, por lo que la mejora en sus propiedades edáficas y microbiológicas es un proceso lento, desigual y fácilmente reversible que necesitaría programas de seguimiento a largo plazo.

Por tanto, los resultados obtenidos en esta tesis doctoral llevan a la conclusión de que el CT con suelo desnudo y aplicación de herbicidas ha llevado al deterioro de la calidad de los suelos de olivar del área de estudio, afectando a su papel en el suministro de ES. Sin embargo, se ha podido demostrar como la inclusión de cubiertas vegetales, ha ocasionado mejoras en las propiedades de estos suelos, comenzando su regeneración, sin embargo, esta debe constatarse a largo plazo.

1. Introducción

1.1. El olivar, un cultivo ancestral

1.1.1. Características generales

El olivar (Figura 1) es un cultivo leñoso que ha estado ligado históricamente a las distintas civilizaciones que han dado origen a la sociedad occidental tal y como la conocemos hoy en día, especialmente en la cuenca mediterránea (Montararo et al., 2018).

A nivel mundial, es el cultivo permanente de mayor extensión, expandiéndose de forma exponencial en las últimas décadas (Spilani y Kizos, 2015) y ocupando una superficie de 11.520.602 ha distribuidas en 67 países (Bedbabis y Ferrara, 2021) (Figura 2). En los últimos 6 años, el olivar ha experimentado un crecimiento de 1 millón de nuevas ha dedicadas a este cultivo a nivel mundial (Bedbabis y Ferrara, 2021).

España es la mayor potencia en olivicultura del planeta con una producción de aceite de oliva que supone el 70% de la producción de la Unión Europea y el 45% de la mundial. Andalucía es la principal región oleícola española con una superficie total de olivar de 1.673.071 ha en 2021 (FAOSTAT, 2021), representando el 60,4% del total nacional, según los últimos datos de la Encuesta Sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos publicada por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Indicadores, I. A., 2019). Este agroecosistema muestra una marcada multifuncionalidad y un importante potencial para proporcionar servicios ecosistémicos (ES) relacionados con el aprovisionamiento (aceite, aceituna de mesa y madera) y la regulación y mantenimiento (regulación hídrica, fijación de CO₂ y conservación de la biodiversidad) (Garbach et al., 2017; Haines-Young y Potschin, 2018).

En general, prospera en diferentes tipos de suelos, preferentemente en suelos profundos, de textura ligera y bien drenados, creciendo a diferentes altitudes, desde el nivel del mar hasta 900-1000 m.s.n.m. (incluso a 1200 m.s.n.m.) y desarro-

llándose especialmente en zonas alomadas con pendientes $<8\%$ (Turrini et al., 2017). Aunque los olivos pueden tolerar altos niveles de estrés por sequía, esta afecta al crecimiento del árbol, a la formación del follaje y la fructificación. Además, pueden tolerar diferentes regímenes de temperatura dependiendo de la ubicación geográfica y del periodo estacional, siendo capaces de soportar temperaturas máximas de $46,2^{\circ}\text{C}$ y temperaturas mínimas de $-7,8^{\circ}\text{C}$ (Krishna, 2013).

Se estima que existen más de 2000 variedades de olivo en todo el mundo, de las cuales se han documentado 262 en España y 156 en Andalucía, de las que solo 8 se consideran las más relevantes, constituyendo el 90% de la superficie olivarera andaluza (Rallo et al., 2014) (Figura 3). Sin embargo, el continuo proceso de modernización y manejo intensivo al que está sometido el cultivo del olivar actualmente está provocando la homogeneización de este y una grave pérdida de biodiversidad agronómica.

Por tanto, dada la importancia socioeconómica del olivar y la necesidad de optimizar los recursos invertidos en la producción de frutos y aceite, es importante determinar el potencial de los suelos aptos para su cultivo a fin de garantizar rendimientos elevados y estables en el futuro.

1.1.2. Influencia del clima en el desarrollo del olivar. La Cuenca Mediterránea

El clima, tiene un gran impacto en el olivar, ya que la calidad del suelo y la producción del cultivo son muy dependientes de las condiciones climáticas de la zona, principalmente de la temperatura y la precipitación (Ponti et al., 2014). La cuenca Mediterránea, presenta un clima con características especiales debido a su situación geográfica y a su orografía. En esta zona, es frecuente que se presenten durante el invierno frentes húmedos provocando lluvias intensas. Sin embargo, en verano se intensifica un tiempo caluroso y seco. Se puede decir que el clima de la cuenca mediterránea sólo presenta dos estaciones principales, verano e invierno, ya que tanto la primavera como el otoño son estaciones de transición (MartínVide y Olciana, 2001).

Sin embargo, aunque no se dispone de estudios de una duración temporal suficiente y que recojan la diversidad de condiciones climáticas, hay algunos indicios que apuntan a cómo podría afectar este tipo de clima al olivar de la cuenca Mediterránea (Lorite et al., 2018; Arenas-Castro et al., 2020). Uno de los efectos de este clima, es el déficit hídrico, lo cual afecta a la producción de aceituna. Además, el incremento en el número y en la severidad de eventos de precipitación extrema puede acarrear pérdidas de suelo debido a la erosión hídrica (González-Rosado et al., 2021).

Estas condiciones climáticas, también resultan determinantes en las variaciones de las diferentes propiedades fisicoquímicas del suelo del olivar, como en el contenido de carbono orgánico del suelo (SOC) (Muñoz-Rojas et al., 2017). Las precipitaciones y las temperaturas mediterráneas son factores de gran relevancia que condicionan la entrada de carbono (C) en el suelo y la descomposición de la materia

orgánica del suelo (SOM). Por un lado, las precipitaciones determinan en gran medida el desarrollo de la vegetación y la generación de biomasa que sirve como fuente de entrada de C en el suelo (Hobley et al., 2016). Por otro lado, las temperaturas tienen una gran influencia sobre el desarrollo de la actividad microbiana y, por lo tanto, en la transformación del SOC (Anderson y Nilson, 2001).

Por tanto, tomando como base el clima mediterráneo en el que se desarrolla el olivar, se deben establecer estrategias adaptativas para conseguir mejoras en el desarrollo del cultivo y en la calidad del suelo, intentando paliar en la medida de lo posible los fuertes contrastes climáticos a los que se encuentra sometido, consiguiendo así una mayor producción del cultivo y suelos fértiles, de calidad, capaces de convertirse en grandes sumideros y almacenar C, contribuyendo así a la adaptación y mitigación del cambio climático.

1.2. Tipología y principales prácticas de manejo del olivar en Andalucía

1.2.1. Olivar de secano versus olivar de regadío

El olivo es un cultivo que se ha establecido de forma tradicional en secano ya que es muy resistente a las condiciones de estrés hídrico (Ahmadipour et al., 2018). Sin embargo, a partir de los años 90 del siglo pasado, en Andalucía, se produjo un aumento de la superficie de olivar de regadío (FAOSTAT, 2020) llegando a obtener un porcentaje del 60,9% de olivar sometido a riego en 2022 (MAPA, 2022) (Figura 4).

La implantación de riego en el olivar puede generar múltiples beneficios tanto para el cultivo como para el suelo, entre los que destacan: mejor aprovechamiento del agua, disminución en la utilización de abonos y fitosanitarios, disminución del riesgo de enfermedades, reducción de la mano de obra, incremento de la biomasa del suelo, mejora de la fertilidad y mejora de las propiedades fisicoquímicas del suelo (MAPA, 2022).

Sin embargo, implantar y aumentar la superficie de riego en este tipo de sistemas agrícolas puede no ser una estrategia sostenible. Esto es debido a que estas zonas suelen tener problemas de disponibilidad de agua a lo largo de la temporada de riego, lo cual supone un problema en la programación y diseño de los sistemas de riego (Fernández et al., 2020; Molina-Moral et al., 2021). Además, el coste de la implantación y el mantenimiento del sistema de riego es elevado, y podría no ser compensado con mejoras en rendimiento del cultivo (Romero-Gámez et al., 2017). Desde el punto de vista edafológico, un riego inadecuado podría tener también consecuencias negativas como una mayor compactación y erosión del suelo (Romero-Gámez et al., 2017).

Por todo lo anterior y porque no hay posibilidad de establecer regadío en todas las localizaciones, un alto porcentaje de las explotaciones olivereras tradicionales andaluzas siguen siendo de secano (MAPA, 2019), debido a que estas plantaciones están comúnmente asociadas a la baja disponibilidad de agua (Figura 4) lo cual supondría grandes dificultades para establecer un sistema de riego eficaz. Pese a la problemática hídrica de la zona mediterránea y la dificultad para establecer riego en los olivares andaluces, en los últimos años, este cultivo ha variado hacia nuevas tipologías, con diferentes marcos de plantación, con el objetivo de mejorar su producción y generar mayores beneficios (Morgado et al., 2022).

1.2.2. Grados de intensificación del olivar Andaluz

A lo largo de los años, el olivar andaluz ha ido modificando su morfología, originando un paisaje característico. La influencia de la agricultura ha ido cambiando el paisaje del olivo desde un cultivo tradicional con bajos rendimientos, hasta un cultivo intensivo con diferentes marcos de plantación y mayor productividad económica (Andreu-Lara, 2013).

En base a esto, el Plan Director del olivar de Andalucía (Junta de Andalucía, 2015), establece 6 tipologías de olivar en función de su grado de intensificación:

- Tipo 1: Olivar de bajos rendimientos, el cual es cultivado en zonas con altas pendientes y malas condiciones tanto edafológicas como climáticas.
- Tipo 2: Olivar cultivado en suelos con mejores condiciones agronómicas y con pendiente igual o superior al 20%.
- Tipo 3: Olivar extensivo con densidad igual o inferior a 150 árboles/ha y cultivado con pendiente inferior al 20%.
- Tipo 4: Olivar extensivo de densidad media (entre 150 y 180 árboles/ha) y cultivado con pendiente inferior al 20%.
- Tipo 5: Olivar intensivo, con densidad de plantación comprendida entre 180 y 325 árboles/ha situado en zonas llanas.
- Tipo 6: Olivar superintensivo, con una densidad de plantación superior a 325 árboles/ha situado en zonas llanas.

Esta amplia tipología del olivar andaluz se distribuye de forma desigual por dicho territorio, encontrando una mayor extensión de la tipología de olivar 4 con una representatividad del 47,5% de superficie en Andalucía (Junta de Andalucía, 2017).

1.2.3. Principales prácticas de manejo en el olivar andaluz

1.2.3.1. Laboreo convencional

El laboreo convencional (CT), es el tipo de manejo más utilizado para la preparación de los suelos en la mayoría de los cultivos, ya que juega un papel muy importante en la producción agrícola al brindar las condiciones óptimas para el desarrollo del cultivo.

Se entiende por CT, el uso de maquinaria para la preparación del suelo, con la cual, el suelo queda desnudo en su totalidad al labrar la zona totalmente y manteniendo solo una mínima cantidad de residuos de la vegetación que se encontraba en ese lugar (Cháves et al., 2017).

Si se centra la atención en el cultivo del olivar, este tipo de laboreo consiste en la alteración por medios mecánicos de la capa superficial del suelo (20-25 cm) con aperos como gradas de discos, cultivadores o vertederas, los cuales se pasan varias veces sobre los suelos anualmente. Las labores que suelen llevarse a cabo en CT son: poda de los olivos cada dos años, pase de grada de discos (25 cm) una vez al año (ambas labores se realizan después de la recolección de la cosecha de aceituna) y pase de cultivador o grada de pinchos para disminuir el tamaño de los terrones una vez al año en verano (González-Rosado et al., 2020) (Figura 5). Además, se suelen aplicar tratamientos de fertilización nitrogenada, y herbicidas para controlar las malas hierbas en otoño.

Esta manipulación mecánica del suelo se realiza con el objetivo de evitar impedimentos físicos, mantener el suelo desnudo para evitar la competencia con la vegetación espontánea y aumentar la disponibilidad de agua en el suelo para el aprovechamiento del cultivo (Jódar-Ruiz, 2017). El CT ha sido aceptado por los agricultores durante décadas, considerándolo óptimo para el cultivo del olivar. Por esta razón, no es fácil establecer un cambio de mentalidad en ellos hacia técnicas de manejo más sostenibles (Triviño-Tarradas et al., 2020).

Sin embargo, la explotación continua de cultivos agrícolas y en particular del olivar con un excesivo uso de CT puede conducir al deterioro (degradación) de los suelos. En este sentido, autores como Telak et al. (2020) han estudiado la relación de los efectos de la labranza sobre las propiedades físicas del suelo y su incidencia en el comportamiento de los cultivos, llegando a la conclusión de que este tipo de laboreo conlleva consecuencias negativas para los suelos en general y especialmente para los suelos de olivar siendo una práctica de manejo insostenible.

Para hacer frente a esta degradación, en los últimos tiempos, se han comenzado a buscar alternativas de gestión sostenibles, como el laboreo de conservación. Dentro de este tipo de laboreo, podemos encontrar el mínimo laboreo (MT), no la-

boreo (NT) y otras gestiones de suelo como la implantación de cubiertas vegetales sobre los suelos de cultivo.

1.2.3.2. Mínimo laboreo

La práctica de MT o laboreo de conservación tiene como objetivo la realización de una labranza mínima hasta una profundidad que suele ser de 10 cm para el control de la erosión y la conservación de la humedad. También puede mantener los residuos de las plantas sobre la superficie del suelo. Las labores que suelen llevarse a cabo en este tipo de manejo son: pase de una grada de púas flexible, y escarda mecánica. Además, este tipo de práctica no suele llevar ligado el uso de herbicidas ni fertilizantes (Figura 6).

El MT ha adquirido en las últimas décadas cada vez más relevancia como práctica de manejo en el olivar. Autores como Kavvadias y Koubouris (2019) ponen de manifiesto la mejora que este tipo de manejo supone para la estructura del suelo, la mejora de su fertilidad, la disminución de la erosión y el aumento del C almacenado en el suelo. Además, Wang et al. (2020) también destacan el efecto beneficioso de este tipo de manejo en la biomasa microbiana, la diversidad microbiana, y la actividad enzimática del suelo.

1.2.3.3. No laboreo

Este tipo de práctica de manejo tiene como objetivo principal la preservación de la capa superficial del suelo de forma que esta permanezca inalterada por la eliminación de las labores mecánicas. Esta alternativa es una de las más extendidas para acabar con el CT, sin embargo, en olivar, lleva asociado algunas veces el uso de herbicidas y pesticidas para mantener el suelo desnudo (Figura 7).

En los suelos de olivar específicamente, este tipo de manejo ha sido aceptado como una práctica sostenible debido a la eliminación de labores que se realizan. Sin embargo, la efectividad de la implantación de este tipo de práctica en olivar ha sido fuertemente debatida por autores como Castro et al. (2008) y González- Rosado et al. (2021), los cuales han comprobado como la eliminación de la vegetación espontánea y el uso de herbicidas, provoca encostramiento y compactación del suelo, favoreciendo los procesos de erosión, escorrentía y pérdida de SOC.

1.2.3.4. Implantación de cubiertas vegetales

Una de las opciones de gestión sostenible más atractiva y usada en las últimas décadas es la implantación de cubiertas vegetales en las calles de los cultivos leñosos. Dicha implantación suele ser una buena opción desde el punto de vista medioambiental por favorecer la biodiversidad del ecosistema y mejorar las propie-

dades del suelo (Vicente-Vicente et al., 2017; Gómez et al., 2017). Sin embargo, este tipo de cultivos, pueden competir por nutrientes y agua en determinados momentos, lo que puede afectar al rendimiento del cultivo principal (Gómez et al., 2009). Estos pros y contras deben examinarse en cada caso específico, con el fin de determinar qué tipo de cubierta vegetal es conveniente para cada cultivo.

Sin embargo, dado que los beneficios de las cubiertas vegetales con frecuencia superan sus posibles inconvenientes (Steenwerth y Guerra, 2012), cada vez es más habitual establecer cultivos de cobertura en las calles del cultivo principal.

Si centramos la atención en el cultivo del olivar, el desarrollo de cubiertas vegetales se ha incrementado en gran medida en los últimos años (MAPA, 2018). Esta gestión sostenible de los recursos naturales es uno de los aspectos clave de la Política Agrícola Común (PAC) de la Comisión Europea, la cual incluye objetivos como la conservación de nuestros suelos y de la biodiversidad y, por tanto, es una práctica que se ha fomentado a través de subvenciones y de la condicionalidad de la PAC (European Commission, Joint Research Centre).

En base a esto, la clasificación de los tipos de cubierta vegetal se realiza según su naturaleza o según sus características espaciotemporales. Por tanto, según su naturaleza se considera (Gesmontes, 2023):

- **Cubierta vegetal viva:** Este tipo de cubierta vegetal está formada por plantas herbáceas vivas que pueden haber sido establecidas de forma natural (obteniendo una cubierta vegetal espontánea) (Figura 8) o de forma artificial por el hombre (obteniendo una cubierta vegetal sembrada) (Figura 9). Este tipo de cubierta podría ser una estrategia positiva para enfrentar los problemas de sostenibilidad ya que influyen en la mejora de la erosión del suelo, la infiltración, la biodiversidad, la estabilidad de agregados y aumento del contenido de SOC, entre otros (Sastre et al., 2018b; Durán-Zuazo et al., 2020).

- **Cubierta vegetal espontánea**

- Ventajas**

- Su implantación no genera ningún tipo de gasto.
 - Las plantas que se desarrollan ayudan a la mejora en base a las necesidades del propio suelo y se encuentran adaptadas en su totalidad a él.
 - Crece una gran diversidad de plantas que contribuyen al control de las plagas y enfermedades de forma natural.

- Inconvenientes**

- Este tipo de cubierta puede competir con el cultivo principal por el agua y los nutrientes si no se gestionan correctamente ya que se encuentran bien adaptadas al medio.

- Cubierta vegetal sembrada

Ventajas

- Es posible establecer especies con un ciclo corto de desarrollo que compitan en menor medida por los recursos con el cultivo principal y sobre las que se pueda realizar un control fácilmente.

- Inconvenientes

- Tiene un coste derivado de la compra y siembra de las semillas frente al coste 0 de las cubiertas espontáneas.

- Se debe preparar el suelo para la siembra y el establecimiento adecuado de la cubierta vegetal.

- La siembra de la cubierta supone un incremento en las labores de gestión de la finca.

• Cubierta vegetal inerte: Este tipo de cubierta se forma a partir de restos vegetales de plantas (cubierta vegetal inerte de restos vegetales) o restos de poda del cultivo como es el caso del olivar, generando una importante biomasa y un efecto mulching (acolchado) sobre las calles del cultivo (Figura 10) (Ordoñez et al., 2007a). Además, la aplicación de estos restos de poda como cubiertas inertes ha sido avalada por números estudios (Ordoñez et al., 2007a; Repullo et al., 2012) debido a su influencia en la reducción de pérdidas de suelo y nutrientes, en el aumento de la calidad del suelo, en el incremento de humedad y SOC (Moreno-García et al., 2018).

Ventajas

- Al no ser una cubierta vegetal viva, no presenta riesgo de competencia por los recursos (agua y nutrientes) con el cultivo principal.

- Le proporciona al suelo una gran protección, evitando la pérdida de agua y frenando la erosión.

Inconvenientes

- Se requieren grandes cantidades de este tipo de cubierta para cubrir el suelo en su totalidad.

- Existe un alto riesgo de incendios en el período estival con este tipo de cubierta.

Según el porcentaje de ocupación, la cubierta puede ser: a) Cubierta vegetal total: es un tipo de cubierta vegetal que presenta una distribución homogénea en la parcela donde se desarrolla, localizándose tanto bajo copa como en las calles del cultivo principal (Figura 8). b) Cubierta vegetal parcial: este tipo de cubierta vegetal sólo se desarrolla en el centro de las calles (Figura 9). Es especialmente interesante en

cultivos superintensivos y con una gestión en la que la recolección del fruto se realiza directamente del suelo.

Atendiendo a su temporalidad en la que la cubierta está presente, esta puede ser: a) Cubierta vegetal perenne: este tipo de cubierta se encuentra presente en la parcela durante todo el año (Figura 10). Sin embargo, puede presentar una extrema competencia con el cultivo principal. b) Cubierta vegetal temporal: la cubierta vegetal se mantiene hasta la entrada de la primavera. De esta forma se evita la competencia con el cultivo principal durante los meses en los que el cultivo tiene más demanda de agua y nutrientes (Figura 8).

1.2.3.5. Adición de enmiendas orgánicas externas

La adición de enmiendas orgánicas como el biochar, compost o el estiércol, son alternativas a los fertilizantes inorgánicos, que pueden contribuir a la restauración los suelos degradados y mejorar sus propiedades fisicoquímicas (Celestina et al., 2019) (Figura 11), generando una mejora en la fertilidad de los suelos de olivar (Fernández-Hernández et al., 2014; Madejón et al., 2016).

Diferentes investigaciones han corroborado los efectos positivos de estas enmiendas para la renovación de suelos degradados (Pleguezuelo et al., 2018), la reducción de la erosión (Ordoñez et al., 2007a; Durán-Zuazo et al., 2020), el incremento de la diversidad biológica (García et al., 2009) y el secuestro de C (Parras-Alcántara y Lozano-García, 2014).

1.2.4. Influencia del laboreo convencional en los suelos de olivar andaluz. Incentivos para un uso sostenible del suelo

Durante siglos, la gestión tradicional realizada sobre este cultivo ha sido la labranza fuertemente mecanizada sobre la superficie del suelo. Sin embargo, hasta hace unas décadas, este tipo de laboreo no suponía un efecto grave sobre la sostenibilidad del suelo. Como consecuencia de esto, el CT se ha establecido como el sistema de manejo de suelo más utilizado en las zonas de olivar mediterráneas (Figura 5) (Eurostat, 2019). También, el uso de herbicidas y su elevada utilización, ha supuesto la desaparición de la mayor parte de la flora que crecía de forma espontánea entre las calles del olivar (Piñar Fuentes et al., 2021). Ambos procesos combinados, unido a la escasa cobertura que se desarrolla en este tipo de cultivos, ha supuesto una gran vulnerabilidad en los suelos de las regiones con clima mediterráneo ya que se encuentran desprotegidos antes los eventos de fuertes precipitaciones (Filho et al., 2016; Repullo-Ruibérriz de Torres et al., 2018). Además, la puesta en marcha, en 1957, de la PAC, que en un principio incentivaba el rendimiento productivo de las explotaciones, contribuyó negativamente a la sostenibilidad de los sistemas agrarios tradicionales (Infante-Amate et al., 2016; López-Pintor et al., 2018).

Ante la vulnerabilidad económica y física del olivar, los agricultores han tenido que optar por modelos alternativos de gestión agraria que contribuyan a garantizar la productividad de las explotaciones y la persistencia de estos cultivos. En este sentido, algunos agricultores han optado por intensificar la gestión de sus sistemas agrícolas aumentando densidad de olivos y el suministro de insumos energéticos como fertilizantes, pesticidas y la aplicación de riego para maximizar el rendimiento de la producción (García Azcárate, 2017).

Sin embargo, esta intensificación ha generado externalidades multidimensionales negativas, como una mayor erosión del suelo, disminución de la SOM y una contaminación difusa derivada del uso indiscriminado de agroquímicos, debilitando la calidad e incrementando la degradación del suelo (López-Pintor et al., 2018).

Sobre esta base, se puede afirmar que en Andalucía se afrontan actualmente campañas de producción de aceituna medias-bajas debido a las extremadas condiciones tanto climáticas como de mecanización. Por tanto, el estado general del olivar de secano es deficiente y presenta un riesgo real tanto en producción como en permanencia.

Como consecuencia de esta situación, en mayo y junio de 2018, la Comisión Europea publicó el plan financiero y la propuesta legislativa para la PAC después de 2020. Según esto, los riesgos relacionados con el clima varían para las distintas regiones de Europa, considerándose que la región mediterránea es la más amenazada (Scientific Council, 2018). Por tanto, las estrategias y los procesos de gestión agrícola en esta región deben ajustarse con la ayuda de las mejores prácticas, políticas y herramientas disponibles, incluidos los instrumentos financieros. Esto ha llevado a la consolidación en los últimos años de otros tipos de gestión respetuosa con el medio ambiente. Estos nuevos sistemas agrícolas, consideran las dimensiones económica, social y medioambiental para evaluar su sostenibilidad y promover un suministro estable de SE a la sociedad (Martínez-Sastre et al., 2017; Lampridi et al., 2019).

1.2.5. Cambio en el uso y manejo de los suelos agrícolas: la diversificación de cultivos como técnica de gestión sostenible en suelos agrícolas de olivar mediterráneo

1.2.5.1. Influencia de las cubiertas vegetales en las propiedades, fisicoquímicas, biológicas y en la emisión de gases de efecto invernadero por parte del suelo de olivar

Para abordar la problemática actual relacionada con la degradación del suelo del olivar, autores como Panagos et al. (2022) proponen acciones específicas como la implantación de cubiertas vegetales para lograr una gestión sostenible del suelo en relación con la mitigación del cambio climático, obteniendo en última instancia suelos capaces de proporcionar la mayor cantidad de ES posibles.

Concretamente en los olivares de secano, la implantación de diversificaciones puede contribuir a reducir la erosión del suelo y mejorar su calidad, aumentando la productividad tanto del cultivo principal como de las cubiertas vegetales (Raza et al., 2019). Además, contribuyen a la mejora de la estabilidad de los agregados del suelo (Rigon et al., 2020) y a reducir las pérdidas de nutrientes tanto del suelo como del cultivo incrementando su fertilidad al mejorar los niveles de nitrógeno, fósforo y SOM (Gargouri et al., 2013). Esto es posible gracias al desarrollo de sistemas de enraizamiento más profundos, que permiten obtener agua y nutrientes de los horizontes más profundos del suelo y trasladarlos a la parte superior del mismo, mejorando la disponibilidad de agua para las plantas con raíces menos profundas (Morugán-Coronado et al., 2020).

También contribuyen a la mejora de la biodiversidad del suelo, mediante el incremento de la comunidad microbiana, la cual juega un papel importante en el crecimiento de las plantas y la protección de los cultivos al regenerar las interacciones bióticas que sustentan los ES (Tripathi y Gaur, 2021). Por lo tanto, deben tenerse en cuenta los cambios en la comunidad microbiana del suelo debido a la implantación de cubiertas vegetales, ya que estas características son esenciales para mantener la salud y la productividad del suelo (Wick et al., 2017).

Es necesario resaltar que uno de los beneficios más relevantes que posee esta gestión, es la capacidad para incrementar el C del suelo, siendo capaz de convertirlo en un gran sumidero (Rodríguez-Lizana et al., 2020), contribuyendo así a la mitigación del cambio climático (de Torres et al., 2018; Francaviglia et al., 2019) y a lograr los objetivos marcados por las directrices Europeas como los objetivos de desarrollo sostenible (ODS), la “soil strategy for 2030” y la iniciativa 4‰ “4 per mille Soils for Food Security and Climate” (Chenu et al., 2019).

En esta línea, Xu et al. (2019) también ponen de manifiesto que esta estrategia es favorable para disminuir las emisiones de gases de efecto invernadero (GHG) por parte del suelo mediante la biomasa perenne. Esto es debido a la influencia de la presencia de una cubierta vegetal en las calles que protege el suelo y lo enriquece en SOM mediante los exudados de las raíces y la incorporación de hojarasca (Zikeli y Gruber, 2017). En definitiva, las cubiertas vegetales, establecen criterios transparentes, efectivos y verificables para una contribución real de los suelos de olivar a la mitigación del cambio climático (Martínez-Mena et al., 2021).

Sin embargo, aunque ha podido demostrarse que la implantación de cubiertas vegetales genera un impacto positivo en las propiedades del suelo, cabe resaltar, la necesidad de establecer programas de seguimiento a largo plazo para obtener datos fiables y corroborados, ya que los cambios que se producen en los suelos con la implantación de cubiertas vegetales son a largo plazo (Sánchez-Navarro et al., 2022).

1.3. Servicios Ecosistémicos que ofrecen los cultivos leñosos. El caso del olivar.

El cultivo del olivar juega un papel muy importante como proveedor de diversos ES para la población. Estos servicios pueden ser proporcionados tanto por el propio cultivo como por el suelo (Fagerholm et al., 2016) (Figura 12). Sin embargo, a la población en general, le resulta bastante difícil reconocer y apreciar el valor de los ES que proporciona la agricultura dedicada a cultivos leñosos y en especial dedicada al olivar, generalmente debido a su baja valorización económica (Smith y Sullivan, 2014; Blasi et al., 2017).

En la cuenca mediterránea la mayoría de los estudios de olivar se centran en los servicios de aprovisionamiento por parte del propio cultivo y de regulación por parte del suelo (Nieto-Romero et al., 2014). Desde el punto de vista edafológico, los principales ES que puede proporcionar el cultivo del olivar son: la producción de biomasa, la filtración de agua, el mantenimiento de la estructura del suelo, la disminución de la erosión, la preservación de la biodiversidad del suelo, el suministro de nutrientes a las plantas, la absorción de contaminantes y el secuestro de C (Montanaro et al., 2017). Sin embargo, para conocer el potencial de estos servicios, es necesario evaluar económica y edafológicamente este cultivo, con el fin de contribuir a la sostenibilidad del sistema socio ecológico y, en particular, a la conservación de los olivares tradicionales con todos los SE que proporcionan (Costanza et al., 2014).

Además, numerosos estudios destacan la necesidad de evaluar el tipo de gestión llevada a cabo sobre los suelos del olivar, para conseguir la preservación o mejora de estos ES (Howley et al., 2012). Se ha demostrado como prácticas sostenibles de manejo, conducen a una mejora en los servicios de aprovisionamiento y regulación del olivar (Clothier et al., 2013).

Por tanto, se debe hacer una valoración por parte de las estrategias de las políticas medioambientales nacionales y de la Unión Europea para la sostenibilidad de los ecosistemas, con la intención de cuantificar la importancia de estos ES (Brouwer et al., 2013) y de incentivar por parte de las autoridades, ayudas al agricultor para gestionar, mantener y fomentar su desarrollo (EC, 2012a; EC, 2012b).

1.4. El papel de los suelos agrícolas frente al cambio climático

1.4.1. Influencia de la agricultura y los suelos agrícolas en el ciclo biogeoquímico del carbono: emisores y sumideros de CO₂

El 6º informe de evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático recoge que este fenómeno es generalizado, rápido y está intensificándose (IPCC, 2021).

En el último siglo, la concentración de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera ha superado las 415 ppm (Figura 13). La temperatura media mundial aumentó en 1,1 °C desde 1900 hasta 2021 y podría superar los 1,5 °C en 2040 y llegar hasta los 3,5 °C en 2100 con el escenario de mantenimiento de la tendencia actual (Pathak, 2023). En todo el mundo, las estaciones están cambiando, el nivel del mar está subiendo y los fenómenos meteorológicos extremos, como ciclones, olas de calor, lluvias torrenciales, inundaciones y sequías, son más feroces y frecuentes (MoEFCC, 2021).

Evaluaciones climáticas recientes centran la atención en la agricultura debido a su influencia en el cambio climático y la incorporan como uno de los sectores clave afectados por este fenómeno (Hatfield et al., 2018). Este hecho supone un serio problema ya que la agricultura desempeña un papel fundamental a la hora de garantizar la seguridad alimentaria y los medios de subsistencia (Pathak, 2023). Sin embargo, la superficie agrícola global (22,2 millones de km²) representa hasta el 24% de las emisiones de GHG (Figura 14). Por tanto, mejorar la resiliencia climática de la agricultura es crucial para alcanzar los ODS (Ladha et al., 2020).

Además, en los últimos años, la agricultura ha adquirido gran relevancia por la capacidad del suelo agrícola de almacenar C bajo determinadas prácticas de manejo. El C es un elemento químico presente en los compuestos de naturaleza orgánica (McDonough, 2016), que circula entre diferentes reservorios (geosfera, hidrosfera, pedosfera, atmósfera y biosfera), produciéndose continuos intercambios de C entre el reservorio terrestre y el atmosférico como respuesta a procesos naturales tales como la fotosíntesis, la respiración del suelo y los procesos erosivos, además de la emisión de gases de origen antrópico (Lal, 2016).

En este sentido, se podría afirmar que el suelo agrícola, en función del manejo, puede actuar como un sumidero de C o como un emisor de C, convirtiéndose en un componente fundamental y necesario del sistema climático, siendo el segundo pool natural de C después de los océanos (pool oceánico: 39000 Gt C – pool pedológico: 2500 Gt C – pool atmosférico: 780 Gt C – pool biótico: 620 Gt C) (AEMA, 2015). Los suelos agrícolas almacenan aproximadamente 1.550 Gt de SOC de las 2.110 Gt de SOC que se calcula que hay en la biosfera, representando aproximadamente el 70%

del C terrestre total y más del doble de las 760 Gt de C atmosférico (Ledo et al., 2020). Por tanto, si se pudiera frenar la pérdida de C de los suelos se podría contribuir a reducir los cambios que se están produciendo en el clima mundial (Schlesinger, 2022). Por esta razón, ha surgido un interés generalizado por aumentar el almacenamiento de C en los suelos, ya que se calcula que las tierras agrícolas tienen potencial para secuestrar hasta un 66% de la pérdida histórica de C, si se gestionan adecuadamente (Janzen et al., 2022).

Partiendo de esta idea, se puede afirmar que el suelo participa activamente en la generación y fijación de los GHG cuyas concentraciones modifican los regímenes climáticos a escala regional-global, alterando los procesos biogeoquímicos del suelo y afectando a sus propiedades (Figura 15) (Caviglia et al., 2016).

1.4.2. Recarbonización de los suelos agrícolas mediterráneos: iniciativa del 4‰

En los últimos años, se ha reconocido cada vez más el papel de los suelos en el ciclo global del C (Rumpel et al., 2020). Como consecuencia de ello y como complemento a una reducción inmediata y agresiva de las emisiones de GHG, un aumento del secuestro de SOC por parte de los suelos mediante prácticas agrícolas respetuosas con el medio ambiente sería una oportunidad para contrarrestar en parte el aumento de las concentraciones atmosféricas de CO₂ (Smith et al., 2016).

Partiendo de esta base y siendo conscientes de esta situación, en 2015, el ministro de agricultura francés Stéphane Le Foll propuso un ambicioso programa denominado “4 per mille Soils for Food Security and Climate” (Figura 16) durante la 21ª Conferencia de las Partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, como parte del Plan de Acción Lima-París. La Iniciativa promueve un modelo innovador para ayudar a mitigar el cambio climático, mediante el aumento del SOC con buenas prácticas de manejo para los suelos agrícolas a nivel mundial, contribuyendo a la adaptación al cambio climático y a la seguridad alimentaria (Le Foll, 2015). Este plan de acción voluntario pretende mejorar el contenido de SOC del mundo a una profundidad de 40 cm con una tasa de incremento del 0,6 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Chambers et al., 2016) inicialmente durante 20 años (Poulton et al., 2017), ya que las actividades agrícolas y el cambio de uso del suelo son responsables de aproximadamente el 25% de las emisiones de CO₂, el 50% de las de CH₄ y el 70% de las de N₂O (Paustian et al., 2016) (Figura 17).

En teoría, los suelos cultivados a nivel mundial podrían secuestrar hasta 62 Mg C ha⁻¹ en los próximos 50-75 años (0,8 a 1,2 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) con una capacidad de sumidero total de ~ 88 Gt en 1400 Mha, ayudando a compensar dichas emisiones (Minasny et al., 2017).

Además, es probable que el aumento del secuestro de SOC genere co-beneficios que ayuden a alcanzar varios ODS, en particular la mejora de la protección del

medio ambiente (ODS 6, 11, 12, 14, 15) y del clima mundial (ODS 13) (Soussana et al., 2019). Sin embargo, esta iniciativa tiene ciertas limitaciones (Chabbi et al., 2017; Baveye et al., 2018).

Un aspecto relevante dentro de estas limitaciones es el debate acerca de la profundidad del suelo de referencia a utilizar para cuantificar el secuestro de C (Chabbi et al., 2017; Poulton et al., 2017). En este sentido, la iniciativa 4‰ se refiere a los incrementos de stock de SOC (SOC-S) en una profundidad de 40 cm, excluyendo los horizontes más profundos. Sin embargo, autores como Lozano-García et al. (2020), consideran que para evitar resultados erróneos en cuanto al cumplimiento de esta iniciativa, sería necesario determinar la cantidad de C del suelo tanto en la capa superficial (capa superior del suelo) como en los horizontes subsuperficiales (subsuelo), cuantificando el SOC-S presente en todo el perfil de suelo y observando así si su valor está sobreestimado o subestimado.

Además, otra parte de la controversia y de las limitaciones de la iniciativa 4‰ se debe a la fijación inicial de un objetivo de aumento anual de SOC del 0,6% de las reservas existentes. Las críticas iniciales sugerían que esto podría compensar todas las emisiones de combustibles fósiles y que, por lo tanto, podría servir de excusa para no reducir drásticamente las emisiones de CO₂ y otros GHG, lo cual se consideró totalmente exagerado y peligroso (Rumpel et al., 2020).

También hay ambigüedad en relación con la presentación del cálculo de la cantidad de SOC necesaria para compensar parcialmente las emisiones antropogénicas de CO₂ (de Vries et al., 2018; Minasny et al., 2018). Algunos estudios previos muestran que un incremento entre 0,2 y 0,5 Mg C ha⁻¹ y⁻¹ podría ser posible, pero 0,6 Mg C ha⁻¹ y⁻¹ es excesivo a escala global (Minasny et al., 2017), ya que las concentraciones de SOC globalmente son muy heterogéneas dependiendo de la latitud.

Otra cuestión de debate ha sido el hecho de que esta iniciativa solo se centre en cuantificar las variaciones de C ligado al suelo y la cantidad de C almacenado en el mismo, sin tener en cuenta las emisiones de GHG producidas por el suelo, de forma que se podría llegar a determinaciones erróneas sobre el cumplimiento de esta iniciativa (FAO, 2021).

La iniciativa 4‰ se aplica en suelos agrícolas con bajos niveles de SOC debido al cultivo continuo y prácticas de intensificación a menudo insostenibles, y fomenta prácticas de gestión agrícola que puedan conducir a una transición hacia una producción agrícola sostenible (de Vries et al., 2018). En la zona mediterránea se podría conseguir especialmente el incremento propuesto por la iniciativa 4‰, ya que los suelos mediterráneos se caracterizan por estar fuertemente degradados y tienen bajo contenido en SOC. Por lo tanto, reduciendo el laboreo y promoviendo prácticas sostenibles, se podría lograr una recarbonización de estos suelos consiguiendo que se

conviertan en grandes sumideros de C y contribuyan en gran medida a la adaptación y mitigación del cambio climático (Lal, 2018).

1.4.3. Estrategia para la protección del suelo de la Unión Europea para 2030

A nivel europeo se apuesta por la “Soil strategy for 2030” cuyo objetivo es establecer las medidas concretas para garantizar que los suelos se protegen y restauran y que se utilizan de forma sostenible para conseguir que puedan convertirse en grandes sumideros de C, especialmente los dedicados a la agricultura (Bouma et al., 2019; Europa. Eu, 2022). La “Soil strategy for 2030” establece una visión y objetivos para lograr suelos sostenibles para 2050, con acciones concretas a corto plazo para 2030. Esta estrategia se encuentra conectada y pretende contribuir con los objetivos marcados por el Pacto Verde Europeo ya que los suelos saludables son esenciales para lograr la neutralidad climática, además de reducir la problemática de la desertificación, la degradación de la tierra y revertir la pérdida de biodiversidad (Figura 18) (Montanarella et al., 2021; Europa. Eu, 2022).

Concretamente, los principales objetivos marcados en esta estrategia son (EU soil strategy for 2030):

- Mantenimiento de todos los ecosistemas de suelo de la Unión Europea, para que sigan suministrando servicios cruciales para la vida humana y conseguir que sean más resistentes.
- Reducción de la contaminación del suelo hasta conseguir niveles que no sean peligrosos para la salud tanto de las personas como de los ecosistemas.
- Restauración de los suelos degradados con una gestión sostenible que sea un estándar común y que contribuya a la protección de los suelos.

Para conseguir estos objetivos, las principales acciones a realizar son (EU soil strategy for 2030):

- Establecer y promover la gestión sostenible del suelo de forma general a través de la PAC, compartiendo las prácticas recomendadas y permitiendo que los propietarios de tierras realicen un análisis gratuito de sus suelos.
- Investigar y evaluar el potencial de un “pasaporte del suelo” que impulse la economía circular y mejore la reutilización de un suelo que sea limpio.
- Recuperar los sitios contaminados y restaurar los suelos degradados.
- Desarrollar una metodología de evaluación para prevenir la degradación del suelo y la desertificación.
- Incrementar el seguimiento y la investigación del suelo, proporcionando mayor número de datos sobre él.

1.5. Índices de calidad del suelo

1.5.1. La materia orgánica del suelo: origen, funciones, y factores que influyen en su contenido

La SOM es un componente clave de cualquier ecosistema y la variación de su abundancia y naturaleza tiene profundos efectos en muchos de los procesos que tienen lugar en el sistema suelo (Batjes y Sombroek, 1997). La cantidad de SOM presente en los suelos es el resultado de la entrada de materiales orgánicos y su descomposición en el suelo. La fuente básica de esta SOM y de la energía que contiene es la sección autótrofa de la comunidad vegetal (Spain et al., 1983).

En base a esto, Baldock y Skjemstad (1999) definieron la SOM como todos los materiales orgánicos que se encuentran en el suelo, independientemente de su origen o estado de descomposición. Estos incluyen una gran variedad de compuestos orgánicos relacionados con muchos mecanismos y procesos diferentes en los que intervienen todas las fracciones del suelo (mineral, orgánica y biológica) y los materiales orgánicos del suelo añadidos por el hombre. Carter (2020) la definió como una propiedad dinámica, un componente lábil del suelo y la principal reserva terrestre de C. Además, Weng et al. (2022) afirmaron que desempeña un papel vital en el mantenimiento de la salud del suelo, la producción sostenible de cultivos, la calidad del agua y la mitigación del cambio climático.

En general, se considera que contiene un 50% de C (Pribyl, 2010), y en la mayoría de los casos se mide de forma efectiva. Los suelos tienen la capacidad de almacenar grandes cantidades de SOM, lo que contribuye a la prestación de múltiples ES (Smith et al., 2015). El tipo de SOM y su estabilidad son factores críticos para garantizar el almacenamiento de C en el suelo. La cantidad de C almacenado y el tipo de SOM influyen en muchas propiedades del suelo, como la capacidad de retención de agua, la estabilidad de los agregados, las características de compactación y la friabilidad, la erosionabilidad del suelo, el ciclo de nutrientes (N, P y S), la capacidad de intercambio catiónico y la capacidad de amortiguación de la acidez, entre otros (Chen et al., 2018; Minasny y McBratney, 2018).

Sin embargo, el ser humano induce cambios en los suelos, disminuyendo la SOM (IPCC, 2019). Según autores como Navarro-Pedreño et al. (2021), hay muchos factores responsables de la disminución de la SOM y la mayoría de ellos se derivan de: (i) La conversión de pastizales, bosques y vegetación natural en tierras de cultivo, (ii) La labranza profunda de los suelos cultivables que causa una rápida mineralización de los componentes lábiles de la SOM, (iii) El sobrepastoreo, con elevadas tasas de carga ganadera, (iv) La erosión del suelo, por el agua y el viento, (v) La lixiviación y (vi) Los incendios forestales.

Es por esto por lo que se han identificado numerosas prácticas de gestión sostenibles para aumentar el contenido de SOM entre las que se incluyen: (i) labranza cero; (ii) labranza de conservación; (iii) cultivos de cobertura, las cuales pueden desempeñar un papel constructivo en la mejora de la gestión del C del suelo, garantizando la productividad a largo plazo (Altieri y Nicholls, 2017).

Por tanto, en este momento crítico, en el que la acción humana y el cambio climático global plantean múltiples retos que exigen medidas de mitigación, es urgente encontrar una forma directa de conceptualizar la SOM que permita comprender y predecir su comportamiento en los ecosistemas. Sabiendo que se forma a través de dos vías distintas, dependiendo de si los aportes son solubles o si son estructurales, se propone separarla en materia orgánica particulada (POM) y materia orgánica asociada a minerales (MAOM) (Cotrufo y Lavelle, 2022) (Figura 19). Esta forma de conceptualizar los tipos de SOM es la más eficaz, para identificar los factores que impulsan su desarrollo, pronosticar los cambios en las poblaciones de SOM y aplicar las prácticas, las políticas y los mecanismos de gestión destinados a protegerla y regenerarla.

1.5.2. El carbono orgánico como indicador de calidad: distribución y estabilización en el suelo

1.5.2.1. Distribución y fraccionamiento del carbono orgánico en el suelo

En comparación con los suelos naturales, el contenido de SOC en los suelos agrícolas es más sensible a factores naturales como el clima, la vegetación, las prácticas agrícolas como la fertilización y la labranza, repercutiendo estos en su distribución y almacenamiento (Tao et al., 2019; Wang et al., 2019^a).

Partiendo de esta base, el SOC, se puede encontrar distribuido en varias fracciones con diferentes funciones y actividades para evaluar sus reservas bajo diferentes prácticas de gestión agrícola (Jílková et al., 2020; Heckman et al., 2021). Las fracciones de SOC se diferencian entre fracciones de carbono orgánico lábil y fracciones de carbono orgánico estable. Las fracciones de carbono orgánico lábil incluyen: a) carbono de biomasa microbiana, b) carbono orgánico disuelto, c) carbono orgánico particulado, d) reserva de carbono lábil y f) carbono de fracción ligera. Las fracciones de carbono orgánico estable incluyen: a) carbono recalcitrante, b) carbono orgánico asociado a minerales y c) carbono de fracción pesada (Samson et al., 2020; Li et al., 2021; Zhang et al., 2022).

Por un lado, el carbono orgánico lábil contribuye a la estabilidad de los agregados del suelo, proporciona actividades microbianas, y promueve la absorción de nutrientes por las plantas a través de la mineralización (Chenu et al., 2019). Por otro lado, el carbono orgánico estable se ve menos afectado por las perturbaciones externas y desempeña un papel importante en la estabilidad del

SOC (Chenu et al., 2019; Kan et al., 2021). Por lo tanto, es importante aumentar tanto el contenido de carbono orgánico lábil como el estable de los suelos cultivables para conseguir una mejora tanto en el secuestro como en la distribución y permanencia del C en ellos (Figura 20).

1.5.2.2. Estabilización y grado de saturación del carbono orgánico en el suelo

A pesar de que los suelos y especialmente los suelos agrícolas tienen una gran capacidad de secuestro de C, podría llegar un momento en que el suelo no pudiera seguir secuestrando más C y llegaría a saturarse, es decir, su capacidad de secuestro llegaría a un límite y se podría hablar de saturación del SOC (Hassink, 1997).

Para que se produzca esta saturación, es necesario que se lleve a cabo una estabilización del C en el suelo, la cual se produce a partir de la formación de complejos orgánico-minerales en las fracciones finas del suelo (limo fino y arcilla: $<20\ \mu\text{m}$), inferior a la fracción MOC (Hassink y Whitmore, 1997; Stewart et al., 2008). Esta estimación de la capacidad de las partículas finas para estabilizar el C en los suelos se lleva a cabo a partir una regresión lineal por mínimos cuadrados entre el SOC que se encuentra asociado a la fracción fina del suelo y la masa relativa de esta fracción (Hassink, 1997). Además, el tipo de arcilla y el uso del suelo también tienen gran influencia en el cálculo final de la saturación de C del suelo (Fujisaki et al., 2018). Cabe resaltar que el tiempo de estabilización de SOC en los suelos suele tener un periodo de al menos 14 años (Cai et al., 2022)

Por tanto, los suelos agrícolas y concretamente los mediterráneos, podrían convertirse en grandes sumideros y estabilizadores de C, sobre todo por la intensa labranza que se ha llevado a cabo a lo largo del tiempo en estas zonas y que les ha provocado una gran descarbonización. Si se actúa con manejos sostenibles, se podría conseguir la recarbonización del suelo y la estabilización del C en esta fracción fina del suelo, pudiendo llegar incluso al límite de saturación (Carretta et al., 2021).

1.5.2.3. Índice de Estratificación del carbono orgánico en el suelo

En los últimos tiempos, ha crecido el interés científico por desarrollar índices para evaluar la calidad del suelo, independientemente de la región, tipo de suelo o gestión (Zhao et al., 2014). Estos índices deberían ser capaces de definir con precisión la calidad del suelo de un lugar concreto midiendo los efectos combinados sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo a lo largo de un periodo y ofreciendo comparabilidad entre suelos debido al cambio de manejo, de forma que pueda reflejar los cambios a corto, medio y largo plazo en sus propiedades (Fernández-Romero et al., 2016a). Sin embargo, actualmente, no existe un consenso sobre las características exactas que debe tener el suelo para que, al ser medido por estos índices, sea considerado de máxima calidad.

Una de las propiedades más significativas que se han investigado en el contexto de la calidad del suelo es la distribución del SOC a lo largo del perfil de suelo. Sin embargo, deben tenerse en cuenta algunas limitaciones de esta propiedad, ya que su concentración en el suelo y su distribución en profundidad se encuentra fuertemente condicionada por las características climáticas de la zona específica y por el tipo de manejo, lo cual afecta a esta y a otras propiedades como el Nitrógeno total (TN) (Wiesmeier et al., 2019). Es por esto por lo que comprender la distribución en profundidad del SOC es cada vez más importante (Zhang et al., 2022) especialmente en suelos de áreas mediterráneas, donde se puede encontrar más SOC en profundidad que en superficie (González-Rosado et al., 2021).

A este respecto, para cuantificar esta distribución en profundidad, surge el índice de estratificación (SR) del SOC y TN como un indicador del funcionamiento del suelo y de las interacciones de C y TN, la cual es definida como la relación que existe entre la concentración de C o TN en superficie con respecto a su concentración en profundidad (Xu et al., 2018) (Figura 21). En este sentido, autores como Duval et al. (2019), propusieron evaluar la calidad del suelo basándose en el índice SR, indicando que el SR de cada propiedad puede relacionarse con un aspecto de la calidad del suelo, además de ser un buen indicador de la tasa de secuestro de SOC.

Este índice se ve afectado por factores como la gestión del suelo y su tiempo de aplicación, lo cual va a resultar útil para el análisis de la calidad del suelo a medio y largo plazo. Algunos estudios, se han centrado en la estratificación de SOC y TN bajo diferentes manejos de suelo (por ejemplo, labranza de conservación y labranza convencional), confirmando que la labranza de conservación podría aumentar la estratificación (Sastre et al., 2018b), es decir, prácticas de gestión sostenibles, ayudarían a incrementar la calidad del suelo.

Además, según Franzluebbers et al., (2002) también se debe tener en cuenta el valor de SR, concluyendo que un $SR > 2$ sería poco común en condiciones degradadas. Sin embargo, De Oliveira Ferreira et al. (2013) afirmaron que el valor crítico podría ser inferior a 2 en climas tropicales y subtropicales (como es el mediterráneo), siendo corroborado por estudios previos que han mostrado que el SR varía de 1,0 a 1,9 bajo CT y de 1,5 a 4,1 bajo NT (Zhao et al., 2014).

Este indicador es especialmente relevante para zonas mediterráneas, dadas las limitaciones a la acumulación de SOC que derivan de las condiciones climáticas, de forma que pueden mostrar claramente el estado de calidad en el que se encuentran este tipo de suelos (Fernández-Romero et al., 2016).

Sin embargo, la cuestión de cómo las diferentes condiciones y los sistemas de cultivo afectan al SR sigue sin estar clara y se necesita más investigación para mejorar su uso como indicador de la calidad del suelo.

1.5.2.4. Relación entre la fracción orgánica e inorgánica. Índice Dexter

La evaluación de la relación entre el SOC ligado a la fracción $<20\ \mu\text{m}$ del suelo y la fracción inorgánica mínima del suelo correspondiente a $<20\ \mu\text{m}$ es esencial para analizar y cuantificar la estabilización del SOC en las fracciones finas del suelo, asegurando su permanencia y evaluando la capacidad de secuestro de C del suelo. El hecho de que en esta relación se utilice la fracción arcilla, se debe a que esta fracción protege físicamente la SOM de la descomposición microbiana, adquiriendo un papel clave en la dinámica del SOC (Coleman et al., 1997).

Esta relación, es mostrada por autores como Stewart et al. (2008) de forma matemática mediante un índice llamado “índice Dexter”. Este índice se utiliza como indicador de la calidad física del suelo, estableciendo un valor de 10 en la relación arcilla ($<20\ \mu\text{m}$)/C para determinar la capacidad de almacenamiento de C del suelo. Es decir, por debajo de este valor, los suelos no son capaces de almacenar SOC adicional, considerándose saturados de C (Dexter et al., 2008).

A partir de este índice es posible determinar, cual es el efecto que provoca el manejo llevado a cabo sobre el almacenamiento y estabilización de C y sobre su grado de saturación.

Por esto, es muy importante conocer cuál es el manejo llevado a cabo en el suelo a la hora de determinar su calidad física ya que la mayoría de los suelos sometidos a CT se sitúan muy por encima del valor establecido por el índice Dexter, lo que implica que estarían lejos de la saturación y serían capaces de contener más SOC estable que podría almacenarse en ellos (Tisdall and Oades, 1982). Sin embargo, en suelos no perturbados por la labranza y sometidos a prácticas de manejo sostenibles se podría contar con una mayor cantidad de SOC estable, aunque existe el riesgo es que la mayor parte de este pueda perderse con relativa rapidez si el suelo se viera alterado por la labranza (Soussana et al., 2004).

Por tanto, las variaciones en la calidad física del suelo evaluadas por el índice Dexter se encuentran fuertemente vinculadas a la cantidad de SOC estable contenido en la fracción de arcilla, el cual está influenciado por el manejo llevado a cabo sobre el suelo.

1.6. Nuevos retos en el cultivo del olivar

1.6.1. La nueva PAC en cultivos leñosos (2023/27), efectos en el manejo del olivar

La nueva PAC resulta esencial para asegurar el futuro sostenible de la agricultura y para la consecución de los objetivos marcados en el Pacto Verde Europeo. El acuerdo para reformar la PAC se llevó a cabo de forma oficial el 2 de diciembre de 2021 (Figura 22). Su aplicación tiene una duración entre 2023 y 2027, y mantiene los principales elementos de la PAC anterior, sin embargo, no solo se limita a describir los requisitos que se deben cumplir para obtener la ayuda, sino que esta nueva PAC, orienta a conseguir resultados específicos, los cuales se encuentran vinculados a tres objetivos principales (MAPA, 2022):

✓ Impulsar la consecución de un sector agrícola que sea competitivo, inteligente, diversificado y resiliente a largo plazo.

✓ Fortalecer y proteger el medio ambiente, la biodiversidad, contribuyendo a la consecución de los objetivos medioambientales y climáticos contraídos base al Acuerdo de París.

✓ Reforzar a las zonas rurales desde el punto de vista socioeconómico.

Si centramos la atención en los cultivos leñosos, con el olivar como el cultivo más representativo a escala andaluza, la nueva PAC, propone como la opción más factible de manejo del suelo el eco-régimen de cubiertas vegetales (sembradas o espontáneas) o el de cubiertas inertes (mediante triturado de los restos de poda y posterior depósito sobre el terreno anualmente) (UAGA, 2022). El hecho de acogerse a estos eco-régímenes supone diferentes cambios con un gran efecto en el manejo llevado a cabo en el cultivo del olivar y en el cobro por la aplicación de estos nuevos eco-régímenes.

Si se aplica el eco-régimen de cubiertas vegetales (sembradas o espontáneas), se deberán cumplir las siguientes pautas (UAGA, 2022):

- Mantenimiento de la cubierta vegetal de forma anual (esta cubierta puede ser viva o agostada).

- Mantenimiento de la cubierta vegetal viva durante un periodo mínimo (4 meses) entre los meses de octubre y marzo.

- Realización del manejo mediante el uso de desbrozadora o siega mecánica, depositando los restos vegetales sobre la superficie del suelo.

- Eliminación del uso de fitosanitarios y herbicidas sobre la cubierta vegetal.

- Retribución de 25 euros por hectárea, si se repite la superficie sometida a este tipo de práctica cada año.

- Las dimensiones de la cubierta vegetal deberán tener una anchura del 40% para la proteger la copa del árbol, debiendo ser de un metro más en terrenos cuya pendiente supere el 10%.

En el caso de que se aplique el eco-régimen de Cubiertas Inertes, se deberá cumplir lo siguiente (UAGA, 2022):

- Trituración de los restos de poda y depósito de estos sobre la superficie del suelo (mulching).
- La cubierta vegetal inerte deberá tener una anchura mínima del 40% sobre la proyección de la copa.
- Eliminación del uso de herbicidas y fitosanitarios sobre la cubierta.

1.6.2. Oportunidades de eliminación de CO₂ atmosférico vinculadas a los agroecosistemas del olivo y posibles vías de valorización con potencial de eliminación de CO₂

Según los datos publicados por el instituto nacional de estadística en 2020, la extensión que actualmente ocupa el agroecosistema del olivar en Andalucía tiene la capacidad de captar una cantidad de CO₂ similar a la emitida en España (Galán-Martín et al., 2022), eliminándolo de la atmósfera. Concretamente, la cantidad de CO₂ que podrían acumularse de forma anual en los suelos de este cultivo es de 0,22 Gt y 0,03 Gt de CO₂ (Ritchie et al., 2020) (Figura 23). Además, se plantean alternativas para incrementar estos valores de secuestro, mediante posibilidades de valoración de productos derivados de la industria del olivar, lo que daría lugar a una explotación más sostenible, contribuyendo a la economía circular (Kelemen et al., 2022).

Según los datos de la Unión Europea, la extensión de olivar en los países miembros es de 5.449.035 ha (Ruiz et al., 2017). A partir de estos datos, es posible estimar posibles cifras de captura de CO₂ por parte de este cultivo, tanto por árbol como en el suelo. Para ello se plantean soluciones alternativas de secuestro, valorización y eliminación de este gas.

Estas soluciones son, por un lado, la implantación de prácticas sostenibles como la eliminación de la labranza y el mantenimiento de las cubiertas vegetales para incrementar la cantidad de CO₂ secuestrado y la SOM, aportando de este modo mayor productividad, sostenibilidad y rentabilidad a los cultivos (Galán-Martín et al., 2022). Y, por otro lado, la puesta en valor de los subproductos del olivar y de la industria del aceite, como el orujo, los huesos de aceituna, los restos de poda o el biochar (un producto rico en C obtenido a partir de la descomposición térmica de la biomasa (Smith, 2016; Tan, 2019; EUR-lex, 2022) con el objetivo de potenciar el almacenamiento de CO₂ a largo plazo (Álamo et al., 2015).

La aplicación de estas prácticas permitiría ampliar estas cifras y, al mismo tiempo, generar distintos productos renovables (García-Martín et al., 2020). De esta forma, en un futuro, los suelos de olivar se podrían convertir en potenciales sumideros de CO₂.

1.6.3. El futuro del olivar: la verificación y la certificación del secuestro de carbono

La puesta en marcha de prácticas agrícolas sostenibles que den lugar a la conservación en el olivar, reduciendo las emisiones contaminantes y frenando la erosión del suelo, contribuyen a conseguir un medioambiente más sostenible, pero además pueden influir en la economía del agricultor, suponiendo una nueva fuente de ingresos a través de los “Carbon credits market” (Figura 24) (European comission, 2018).

Se trata de instrumentos económicos contemplados por la Comisión Europea para certificar de forma fiable la eliminación de GHG, de la mano de la nueva PAC 2023-2027 consiguiendo rentabilizar la agricultura de C (United Nations Framework Convention on Climate Change, 2022^a, 2022b).

Estos créditos de C presentan un funcionamiento en el que cada Mg de CO₂ que es emitido a la atmósfera, equivale a un crédito de C. Además, su funcionamiento se puede producir en dos tipos de mercado: de compensación o regulados y voluntarios, ya que, de esta forma, la Unión Europea pretende establecer una regulación el mercado de C en Europa (Kenton, 2021).

Pero para esto, debe realizarse una verificación que demuestre una reducción de emisiones, la cual se realizaría midiendo el C almacenado en el suelo en el caso de las explotaciones agrarias (Guan et al., 2022). Para llevar a cabo esa verificación, existen empresas certificadoras que deben corroborar que existe una transferencia de C que es secuestrado en el suelo. De esta forma el comprador, puede elegir aquellos créditos de C que tengan esta certificación ya que esta aporta una garantía de calidad (Bossio et al., 2020).

Sin embargo, los agricultores deberán establecer de forma eficiente prácticas de gestión sostenibles hacia una agricultura de conservación para poder participar en el mercado de los créditos de C (Griscom et al., 2017). Además, hacer frente a un reto ambiental muy importante para conseguir la neutralidad climática en 2050, reduciendo un 55% de las emisiones totales a nivel nacional para 2030. Es por esto que, la Comisión Europea, pretende establecer un incentivo para recompensar a los agricultores por secuestrar C en el suelo, ya sea a través de fondos públicos o privados (European Comission, 2022).

A partir de estos incentivos, se puede observar con claridad como el futuro del olivar con prácticas de gestión sostenibles en sus suelos, generaría un beneficio económico, a la vez que contribuiría a la adaptación y mitigación del cambio climático mediante el secuestro de C

2. Hipótesis y objetivos

Desde diferentes planos, institucionales y sociales, se pretenden establecer medidas encaminadas a la eliminación de los manejos agrícolas insostenibles hacia agrosistemas más respetuosos, favoreciendo nuevas oportunidades como la apertura de nuevos mercados (Paulo et al., 2016).

Para ello, se pretende emprender acciones que impulsen nuevos modelos de agrosistemas sostenibles que pongan en valor funciones ambientales como (Terres et al., 2015): la reducción de procesos erosivos, el secuestro de C para mitigar el cambio climático, el uso eficiente de los recursos hídricos, el mantenimiento de paisajes agrarios tradicional y la preservación de la diversidad biológica. Estas funciones conducen a la implantación de diferentes diversificaciones dentro del cultivo de olivar, de tal manera que pueda compatibilizarse con la estructura olivarera predominante en la actualidad.

La implantación de cubiertas vegetales es el signo de una reorientación progresiva de la agricultura hacia una actividad multifuncional que combina la promoción de la gestión ambiental, la preservación de la biodiversidad y el mejor funcionamiento del agrosistema (Moreno-Perez et al., 2011; Liebman y Schulte, 2015).

Los resultados de las prácticas de diversificación y bajos insumos han sido evaluados y medidos con el fin de mostrar el valor de estos agrosistemas en la prestación de servicios ambientales y su influencia sobre el cultivo de olivar. En este sentido, el alcance de este estudio es promover la conciliación entre los servicios productivos y ecológicos provenientes de un sistema agrícola diversificado y multifuncional de olivar tradicional.

En base a todo lo anterior, los objetivos planteados en esta tesis doctoral son:

1) Cuantificar la capacidad de saturación de SOC de los suelos de olivar tradicional de secano bajo CT y su potencial de almacenamiento.

2) Analizar el efecto del cambio de manejo (de CT a mínimo laboreo + implantación de diversificaciones de cultivos) en las propiedades fisicoquímicas (especialmente el SOC) del suelo.

3) Determinar el grado de consecución de la Iniciativa 4 por mil en estos suelos de olivar bajo las diferentes prácticas de manejo (CT y MT + implantaciones de diversificaciones de cultivos).

4) Evaluar el efecto de diferentes cubiertas vegetales (diversificación de cultivos + cubierta espontánea) en las calles de olivar sobre el rendimiento del cultivo y el porcentaje de cobertura vegetal como servicios ecosistémicos con fines ambientales-sociales, con el fin de mejorar la renta del agricultor.

5) Cuantificar las variaciones desde el punto de vista de emisión de gases de efecto invernadero del suelo debido a la implantación de esta diversificación de cultivos.

6) Identificar y determinar la labor como sumideros de C que podrían tener estos suelos con este tipo de gestión sostenible para reducir el efecto invernadero y contribuir al cambio climático.

3. Material y metodos

3.1. Zona de estudio y diseño experimental

La zona de estudio se localiza en la transición de la campiña de Jaén, concretamente en la sierra sur de Jaén, en el municipio jiennense de Torredelcampo (Jaén, Andalucía, España), al noreste de la localidad ($37^{\circ}46'26.0''\text{N}$, $3^{\circ}54'41.5''\text{W}$) (Figura 25).

Desde el punto de vista morfogenético, la zona se caracteriza por presentar morfogénesis denudativa, formada por una mezcla de colinas, lomas y llanuras (Ramírez, 2013), con pendientes menores del 8%. Litológicamente, los materiales principales son margas y margo-calizas del Mioceno (albarizas del Mioceno) (Fernández-Romero et al., 2016). Los suelos de la zona se encuentran clasificados como Cambisoles Calcáricos, presentando algunas características vérticas según la IUSS Working Group WRB (FAO, 2015), con un alto contenido en arcillas y carbonato cálcico.

Hidrológicamente se caracteriza por presentar una red dendrítica de facies carbonatadas, definida por las siguientes características termopluviométricas: precipitación media anual, 493,2 mm; temperatura media anual, $17,1^{\circ}\text{C}$, con temperaturas máximas de $46,2^{\circ}\text{C}$ en verano (agosto) y mínimas de $-7,8^{\circ}\text{C}$ en invierno (enero); humedad relativa, 59%; insolación, 237 h mes^{-1} ; velocidad media del viento, 6 km h^{-1} ; índice de humedad, 0,50; erosividad de la lluvia, muy variable, con un rango entre 2,1 y 75; y con 5 meses con riesgo de heladas (AEMET, 2020). El clima es típicamente mediterráneo según la clasificación actualizada de Köppen-Geiger (Kottek et al., 2006), con veranos calurosos y secos (duración media de 3 a 5 meses) e inviernos de fríos a frescos, no demasiado húmedos.

La finca experimental se encuentra cultivada con olivar tradicional centenario de secano (*Olea europaea*, variedad Picual) con un marco de plantación de 12m x 12m y con 2 troncos (patas) por cada olivo, encontrando una densidad de 90 árboles por ha (Figura 26).

La finca estudiada tiene una superficie de 10 ha dentro de las cuales se pueden diferenciar dos parcelas con dos prácticas de manejo bien diferenciadas, el

laboreo convencional (CT) y la diversificación de cultivos con mínimo laboreo. La primera (CT) se encuentra establecida desde el año 2003 y la segunda (diversificación de cultivos con mínimo laboreo) se implanta sobre una parte de la parcela de CT en el año 2018 en el marco del proyecto europeo H2020-Diverfarming (Crop diversification and low-input farming cross Europe: from practitioners' engagement and eco-systems services to increased revenues and value chain organisation. Grant agreement 728003).

En todas las parcelas se realiza la poda del olivo cada dos años y los restos de esta poda son triturados y depositados en las calles entre los olivos (6 Mg ha^{-1}). Solo en la parcela de CT se aplican fertilizantes (100 kg ha^{-1} de urea, con una riqueza de N del 46%) después de la cosecha de la aceituna en años alternos y fungicidas (oxicloruro de cobre 34,5%) anualmente (normalmente dos tratamientos, en abril y septiembre) para el control de las enfermedades del olivo. Además, también se aplican herbicidas en otoño para el control de la flora ($1 \text{ L } 36\% \text{ de glifosato ha}^{-1}$).

En la parcela bajo CT (Figura 27) se realiza una labranza dos veces al año, una en primavera con un cultivador y una grada de púas y otra en verano con una grada de discos de 25 cm para disminuir el tamaño de los terrones.

La segunda parcela alberga 3 subparcelas formadas por tres filas de olivos y una superficie de 2000 m^2 cada una. En estas subparcelas se instalan las siguientes diversificaciones de cultivos: *Crocus sativus* (azafrán) (D-S), sembrado con una dosis de semilla de 2000 kg ha^{-1} , *Vicia sativa* (veza) y *Avena sativa* (avena) en rotación (D-O) con un cultivo anual realizado en enero, tras la recolección de la aceituna y con una dosis de semilla de 120 kg ha^{-1} y 140 kg ha^{-1} respectivamente, y *Lavandula x intermedia* (lavandín) (D-L), con una dosis de planta de $12.000 \text{ plantas ha}^{-1}$ (Figura 29).

Estas diversificaciones se establecen en el centro de las calles del olivar. En los casos de avena, veza y azafrán a una distancia de 4,5 m del tronco del olivo. Sin embargo, en el caso del lavandín, la distancia al tronco es mayor (5,5 m) debido a que el lavandín es una diversificación perenne y se debe permitir el paso de maquinaria durante la recolección de la aceituna. Bajo este manejo se eliminan el laboreo y el uso de herbicidas. El manejo con mínimo laboreo en estas subparcelas se realiza con una grada de pinchos flexibles (10 cm) para la cama de plantación de cada cultivo de cobertura (en D-O el laboreo se realiza anualmente) y escarda mecánica con una escardadora de cono de estrella de accionamiento manual. El control de la vegetación espontánea se realiza mediante pases de desbrozadora en los meses de primavera, para evitar competencia por agua durante los meses con mayor déficit de lluvias. El éxito de las diversificaciones no fue tan satisfactorio como se esperaba por las condiciones meteorológicas de la zona (sequía) y la presencia de conejos (*Oryctolagus cuniculus*). Sin embargo, el cambio en el manejo del suelo a laboreo mínimo junto con la ausencia de herbicidas permitió el crecimiento de una cubierta vegetal espontánea (*Diplotaxis virgata*; *Conyza canadensis*, *Capsella bursapastoris*, *Arenaria hispanica*,

Raphanus raphanistrum, etc.) que acompañó a las diversificaciones e influyó en la evolución de las diferentes propiedades fisicoquímicas y microbiológicas del suelo. Esta cubierta se desarrolló en mayor medida en D-S y en D-O, mientras que su crecimiento fue menor pero también significativo en D-L.

Durante la primera campaña de cultivo (2018/2019) el poco éxito de las diversificaciones se debió a las graves condiciones de sequía, especialmente durante 2019. La cubierta era inferior al 20% en D-O y D-L; incluso las plantas de lavandín se secaron y tuvieron que replantarse en la temporada siguiente. La excepción fue D-S porque el azafrán se plantó en octubre de 2018, y a finales de año hubo suficientes episodios de precipitaciones para permitir la nascencia de las plantas.

La segunda temporada de cultivo (2019/2020) ofreció mejores condiciones meteorológicas; el porcentaje de cobertura fue mayor en D-S y D-O. El porcentaje de cobertura en D-S fue el mayor debido a los trabajos de laboreo del suelo en enero para sembrar las semillas de avena y replantar el lavandín eliminando la cubierta existente. Además, el porcentaje de cobertura del callejón en D-L era menor que en D-S y D-O porque el lavandín era una cubierta perenne, y era necesario para permitir el paso de la maquinaria durante la recolección de la aceituna.

Por último, en la tercera campaña de cultivo (2020/2021), las condiciones meteorológicas fueron peores (menor pluviosidad) que en la anterior y el éxito de las diversificaciones disminuyó, excepto para D-L, que mantuvo el mismo valor bajo de cobertura debido a que la cubierta en ella se debe a la cubierta viva que al ser perenne se mantiene, no a los residuos orgánicos de la cosecha anterior que en esta diversificación son inexistentes, como si ocurre en D-S y D-O. Además, en D-L, el bajo porcentaje de cobertura no frenó la erosión del suelo impidiendo la mejora de sus condiciones (González-Rosado et al., 2021).

3.2. Muestreo y preparación de las muestras

Teniendo en cuenta los diseños experimentales llevados a cabo durante este trabajo, la recogida de muestras se realiza de dos formas diferentes.

En primer lugar, se realiza una recogida de muestras en el año 2003 en la parcela CT. En el año 2018, se vuelve a muestrear esta parcela de estudio antes de incluir las diversificaciones. Estos dos muestreos se realizan a partir de calicatas abiertas en el suelo. Se muestrean los perfiles completos por horizontes hasta una profundidad de 120 cm. Las parcelas son divididas en 5 subparcelas abriendo un perfil en cada una de ellas (Figura 30).

En segundo lugar, una vez se implantan las diversificaciones en 2018, se realizan dos muestreos, uno en este mismo año y otro en 2021. Cada una de las parcelas

diversificadas y el control (CT) se dividen en 3 subparcelas de investigación y se toman 3 muestras en cada una. De esta forma se obtienen 9 puntos de muestreo divididos en tres subparcelas para cada una de las diversificaciones (D-S, D-O, D-L) y CT. En cada punto de muestreo se recoge abundante cantidad de suelo a dos profundidades diferentes, una superficial, de 0 a 10 cm, y otra en profundidad, entre 10 y 30 cm.

Una vez recogidas y codificadas todas las muestras en el campo, se transportan al laboratorio donde se dejan secar a temperatura ambiente para eliminar la humedad de la muestra. Cuando las muestras están secas, se tamizan a 2 mm para realizar los diferentes análisis fisicoquímicos y a 8 mm para realizar el tamizado en húmedo.

Además, también se realiza una recogida de muestras para análisis microbiológicos, seleccionando cinco puntos de muestreo para cada subparcela. Estas muestras de suelo se toman a 0-10 cm y se almacenan en una nevera con hielo a -20°C .

3.2.1. Mediciones de gases de efecto invernadero del suelo

La toma de muestras de las emisiones del suelo para la posterior determinación de GHG (CO_2 , N_2O y CH_4) se realiza desde 2020 hasta el 2021, utilizando la técnica de cámara de gas dinámica, en base a la metodología desarrollada por Álvaro-Fuentes et al. (2019). Se disponen 3 puntos de muestreo en cada parcela (diversificaciones y parcela control), realizando 3 tomas de muestras por punto de muestreo, esto supone 9 tomas de muestras por diversificación y parcela control, entre las 9:00 horas y las 11:00 horas, obteniendo un total de 36 tomas de muestras por día (3 puntos de muestreo por parcela x 3 tomas de muestras x 4 manejos). Las emisiones de GHG se miden durante 50 días en el periodo indicado (2020-2021), obteniendo un total de 1800 tomas de muestras en todas las parcelas (36 tomas de muestras por día x 50 días de medición). Este procedimiento se realiza mediante la técnica de cámara de gas dinámica. Las cámaras de forma cilíndrica son de acero inoxidable y tienen unas dimensiones de 7,5 cm de diámetro y 20 cm de altura (Figura 31).

Estas se ajustan sobre una base de acero inoxidable que se introduce aleatoriamente en el suelo desnudo a una profundidad de 15 cm entre dos olivos en CT y entre las diversificaciones en D-S, D-O y D-L equidistantes de todos los especímenes en todos los casos, y a una distancia mínima de 2,5 m del árbol. Las muestras obtenidas de la medición se almacenan en viales de borosilicato Exetainer® de 12 mL (modelo 038 W, Labco, High Wycombe, Reino Unido) a temperatura ambiente para su posterior análisis utilizando un sistema de cromatografía de gases (7890A, Agilent, Santa Clara, CA, Estados Unidos). Las tasas de emisión se expresan como la diferencia entre la cuantificación al final y al principio del periodo de medición dividida por

el tiempo. La temperatura y la humedad del suelo se miden con un ProCheck, y se insertan sensores 5TM (Decagon Devices, EE.UU.) a 10 cm de profundidad junto al lugar donde se realizan las mediciones de GHG.

3.3. Métodos analíticos realizados

Todos los métodos analíticos llevados a cabo para la determinación de las diferentes propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo se han llevado a cabo en base al “Handbook of Plant and Soil Analysis for Agricultural Systems” (Álvaro-Fuentes et al., 2019).

3.3.1. Contenido en gravas

Este contenido se determina mediante el tamizado de las muestras con un tamiz de luz de malla de 2 mm. Una vez se realizado el tamizado se pesa la parte que queda sobre el tamiz y parte que pasa a través del mismo para luego expresarse como el porcentaje de gravas.

3.3.2. Análisis granulométrico

La textura del suelo (Figura 32) se lleva a cabo usando el método del densímetro de Bouyoucos (USDA, 2004). Previamente se hace un ataque con peróxido de hidrógeno al 6% para la eliminación de la materia orgánica (MO) durante varios días hasta el fin de la efervescencia. Una vez terminado y secas las muestras se introducen en un bote de agitación y se procede a su dispersión añadiendo 300 mL de agua destilada y 25 mL de una disolución de hexametáfosfato sódico al 10%.

Después de la agitación, el contenido del bote se pasa a una probeta de 1000 mL y se enrasa con agua destilada hasta 1000 mL, se agita para homogeneizar la suspensión y se introduce el densímetro, anotando la lectura a los 40 segundos y a las dos horas. Estas medidas dan la información sobre la distribución de partículas minerales de la fracción fina del suelo ($< 2000 \mu\text{m}$) según diferentes tamaños, donde se diferencia entre arenas ($2000\text{-}50 \mu\text{m}$), limos ($50\text{-}2 \mu\text{m}$) y arcillas ($< 2 \mu\text{m}$).

3.3.3. Densidad Aparente

La determinación de la densidad aparente se lleva a cabo a partir del método de Blake y Hartge (1986) tomando muestras inalteradas de suelo en el campo en cilindros metálicos de 3 cm de diámetro, 10 cm de altura y $70,65 \text{ cm}^3$ de volumen, secándolas después en una estufa a 105°C hasta que alcancen un peso constante. El

cálculo de la densidad aparente del suelo se determina como el cociente entre el peso seco de la muestra de suelo y la dimensión volumétrica del cilindro.

3.3.4. *pH del suelo*

La determinación del pH del suelo se realiza en base al método de (Ketterings et al., 2005). Se realiza la agitación durante 10 minutos de las muestras de suelo en suspensión con agua con una proporción 1:2,5 y se dejan reposar durante 30 minutos, después, se realiza la medición con el pH-metro provisto con electrodo de vidrio (Crison-2002).

3.3.5. *Carbonatos*

El contenido en carbonato de las muestras de suelo se determina siguiendo el método del calcímetro de Bernard (Muller y Gastner, 1971) aplicando ácido clorhídrico al 50% sobre la muestra de suelo para su reacción. El CO₂ desprendido en la reacción es el causante del desplazamiento de una solución salina saturada contenida en una bureta graduada.

3.3.6. *Estabilidad estructural del suelo*

El análisis de la estabilidad estructural del suelo se realiza en base al procedimiento de tamizado en húmedo de Elliot (1986) (Spielvogel et al., 2006; Steffens et al., 2009). En primer lugar, se toman 100 g de muestra de suelo seca y tamizada a 8 mm. A continuación, esta muestra se tamiza en húmedo y se obtienen cuatro fracciones de suelo usando tamices de 2000, 250, 53 y 20 μm de diámetro. Las muestras de suelo se colocan en la parte superior del primer tamiz y se sumergen durante 5 min en agua a temperatura ambiente. Después se mueven manualmente 50 veces durante 2 minutos logrando así la separación de las diferentes fracciones: >2000 μm , 250-2000 μm , 53-250 μm <53 μm y <20 μm .

3.3.7. Carbono orgánico del suelo

Para las muestras recogidas en 2003 y en 2018 antes de la implantación de las diversificaciones, su determinación se realiza a partir del método de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1982). Se mezcla 1 gramo de muestra de suelo en una solución acuosa de 20 mL de dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$) y se le añaden 15 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) para oxidar la MO, después se agita esta mezcla y se deja reposar durante 30 minutos. Posteriormente, la mezcla es filtrada usando un embudo con lana de vidrio y se le añade agua destilada hasta enrasar el matraz de 100 mL (Figura 33). Finalmente, se mide la absorbancia usando un espectrofotómetro a 600 nm ya que esta es la longitud de onda a la que absorbe el Cr (III). Es necesario hacer la recta de calibrado mediante una disolución de glucosa (25 g/L) para obtener los valores de concentración del analito.

Sin embargo, a partir de la implantación de las diversificaciones en 2018, la determinación del carbono orgánico del suelo se ha realizado mediante el método de combustión seca con un analizador elemental CN (CN 802, VELP Scientifica, Italia) (Diaz Pereira et al., 2019) (Figura 35). Este método se ha llevado a cabo según los requerimientos analíticos para las muestras de suelo incluidos en el marco del proyecto H2020-Diverfarming.

El contenido de MO de las muestras de suelo se calcula a partir de la determinación del contenido de carbono del suelo multiplicando el porcentaje de carbono obtenido por 1,8. Este valor fue usado en base estudio de van Breemen (1993) ya que usar un valor de 2 o 1,72 serían demasiado elevado o bajo para los suelos de estudio considerados plenamente mediterráneos.

3.3.8. Determinación del carbono orgánico particulado del suelo

El carbono orgánico particulado (POC) del suelo, es definido como materia orgánica fresca o en descomposición. Se mide según el método de Cambardella y Elliot (Cambardella y Elliot, 1992). Se mezclan 20 gramos de muestra tamizada a 2 mm con 100 ml de hexametafosfato sodico (5g/L) durante 15 horas a 160 revoluciones por minuto. A continuación, se tamiza suavemente usando un tamiz con un diámetro de malla de 0,053 mm usando 1 L de agua. La muestra retenida en el tamiz es filtrada usando un filtro Whatman 541 y dejada secar en una estufa a 105°C durante toda la noche. Finalmente, una vez la muestra resultante esta seca, se pesa y a esta muestra se le determina el SOC.

En experimentos a largo plazo, el POC puede ser usado como un indicador precoz de la OM del suelo correspondiente a la reserva de OM estabilizada por mecanismos específicos (Chen et al., 2009).

3.3.9. *Nitrógeno total del suelo*

Al igual que con el carbono, para las muestras recogidas en 2003 y en 2018 antes de la implantación de las diversificaciones, la determinación del nitrógeno total se lleva a cabo en base al método de Kjeldahl (Bremer, 1996). La muestra de suelo es sometida a una digestión junto con Se, CuSO_4 , K_2SO_4 , y H_2SO_4 . A continuación, se destila la mezcla por arrastre de vapor y se añade NaOH (35%) para desplazar el NH_3 que se recoge en H_2SO_4 . Finalmente se valora con NaOH 0.1 N de concentración conocida el H_2SO_4 que no ha reaccionado con el NH_3 arrastrado (Figura 34).

Sin embargo, a partir de la implantación de las diversificaciones en 2018, la determinación del nitrógeno total del suelo se ha realizado mediante el método de combustión seca con un analizador elemental CN (CN 802, VELP Scientifica, Italia) (Díaz Pereira et al., 2019) (Figura 35). Este método se ha llevado a cabo según los requerimientos analíticos para las muestras de suelo incluidos en el marco del proyecto H2020-Diverfarming.

La relación C:N se calcula dividiendo la concentración carbono orgánico del suelo entre la concentración de nitrógeno total del suelo.

3.3.10. *Determinación de amonio y nitrato del suelo*

El amonio (NH_4^+) del suelo se extrae con KCl 2M en una proporción 1:10 suelo/extractor, y se mide calorimétricamente (Keney et al., 1983; Kalender y Gerber, 1988).

El nitrato (NO_3^-) del suelo se extrae con agua desionizada en una proporción 1:10 suelo/extractor y se mide por cromatografía iónica (Metrohm 861).

3.3.11. Determinación de los nutrientes del suelo

El Fósforo (P) disponible se mide mediante el método de Olsen (Olsen, 1954). El Magnesio (Mg), Sodio (Na) y Calcio (Ca) disponibles, se extraen por quelación utilizando DTPA (1:2 p/v) (Kabata-Pendias, 2000; Reichman, 2002). Además, estos nutrientes disponibles se miden utilizando ICP-MS (7500CE, Agilent, Santa Clara, CA, EE.UU.).

3.4. Parámetros calculados a partir de datos analíticos

3.4.1. Stock de carbono orgánico del suelo

Esta ecuación se utiliza para conocer el contenido (reserva) de carbono orgánico de un área determinada. Se calcula a partir de la siguiente fórmula y se expresa en Mg ha^{-1} (IPCC, 2003):

$$SOC - S = SOC \times BD \times d \times (1 - \delta 2 \text{ mm } \%) \times 10^{-1}$$

donde SOC es el contenido de carbono orgánico del suelo (g kg^{-1}), BD es la densidad aparente (Mg m^{-3}), d es el espesor del horizonte (cm) y $\delta 2 \text{ mm } \%$ es el porcentaje de la fracción de gravas ($>2 \text{ mm}$).

3.4.2. Stock de nitrógeno total del suelo

$$TN - S = TN \times BD \times d \times (1 - \delta 2 \text{ mm } \%) \times 10^{-1}$$

Este stock se calcula del mismo modo que el SOC-S y también es expresado en Mg ha^{-1} :

donde TN es el contenido de nitrógeno del suelo (g kg^{-1}), BD es la densidad aparente (Mg m^{-3}), d es el espesor del horizonte (cm) y $\delta 2 \text{ mm } \%$ es el porcentaje de la fracción de gravas ($>2 \text{ mm}$).

3.4.3. Stock total de carbono orgánico del suelo

La reserva total de carbono orgánico del suelo (T-SOC-S) se expresa en Mg ha⁻¹ y se calcula a partir de la siguiente ecuación (IPCC, 2003):

$$\sum_{i=1}^n SOC - S = S_{\text{horizonte del suelo } 1...n} SOC - S_{\text{horizontes del suelo}}$$

donde $\sum_{i=1}^n SOC - S$ se obtiene sumando el SOC-S de todos los horizontes de suelo.

3.4.4. Stock total de nitrógeno del suelo

La reserva total de carbono orgánico del suelo (T-SOC-S) se expresa en Mg ha⁻¹ y se calcula a partir de la siguiente ecuación (IPCC, 2003):

$$\sum_{i=1}^n TN - S = S_{\text{horizonte del suelo } 1...n} TN - S_{\text{horizontes del suelo}}$$

donde $\sum_{i=1}^n TN - S$ se obtiene sumando el TN-S de todos los horizontes de suelo.

3.4.5. Contenido de saturación del carbono orgánico del suelo

Esta ecuación se utiliza para conocer el grado de saturación de carbono que presenta un suelo en un área determinada en base a su contenido en carbono orgánico saturado (SOC_{sat}). Se expresa en g kg⁻¹ y se calcula a partir de la siguiente fórmula (Hassink, 1997):

$$SOC_{sat} = 4.09 (\pm 1.59) + 0.37 (\pm 0.04) \times FF$$

donde SOC_{sat} es la saturación de SOC (g kg⁻¹) de la fracción fina del suelo (<20 μm, arcilla y limo fino) y FF (%) es la fracción fina (contenido de partículas de suelo de tamaño < 20 μm). Los números entre paréntesis hacen referencia a los errores estándar.

3.4.6. Déficit de carbono orgánico del suelo

Esta ecuación se utiliza para conocer qué cantidad de carbono podría continuar almacenando (SOC_{def}) el suelo de un área determinada. Se expresa en $g\ kg^{-1}$ y se obtiene mediante la siguiente fórmula (Hassink, 1997):

$$SOC_{def} = SOC_{sat} - SOC_{fine}$$

donde SOC_{def} es el déficit de saturación de SOC o potencial de secuestro de SOC ($g\ kg^{-1}$), SOC_{sat} es el carbono orgánico saturado en el suelo y SOC_{fine} es el SOC existente en fracción fina del suelo ($g\ kg^{-1}$).

3.4.7. Contenido de CO_2 equivalente almacenado en el suelo

Esta ecuación, se utiliza para conocer cuál es el contenido de CO_2 equivalente que es capaz de almacenarse en forma de stock de C en el suelo de una determinada zona (CO_{2-eq}). Se expresa en $Mg\ ha^{-1}$ y se obtiene mediante la siguiente fórmula:

$$CO_{2-eq} = SOC - S \times (-3.67)$$

donde $SOC-S$ es el Stock de carbono orgánico del suelo.

3.4.8. Relación Clay/C ratio. Índice Dexter

La evaluación de la relación entre el SOC y la fracción mineral del suelo $<20\ \mu m$ es esencial para analizar y cuantificar la estabilización del SOC en fracciones finas del suelo y se realiza mediante el índice Dexter, que se expresa a partir de la siguiente fórmula:

$$\frac{Clay}{C\ ratio} = SMF - Clay/SOC (< 20\ \mu m)$$

donde SMF-Clay es la fracción mineral del suelo correspondiente a $<20\ \mu\text{m}$ y SOC ($<20\ \mu\text{m}$) es el carbono orgánico del suelo correspondiente a dicha fracción (g kg^{-1}).

3.4.9. Tasa de almacenamiento de C por 1000

Para la evaluación del almacenamiento de C y la iniciativa 4‰ se aplica la fórmula de la tasa de almacenamiento de carbono (CSR) expresada en $\text{Mg C ha}^{-1}\text{ año}^{-1}$ y tasa de almacenamiento de C por 1000 ($\text{CSR} \times 1000$) expresada en $\text{Mg C ha}^{-1}\text{ año}^{-1} \times 1000$ (Francaviglia et al., 2019).

$$\text{CSR} = (\text{SOC}_f - \text{SOC}_i) / n^{\circ} \text{ de años}$$

$$\text{CSR (por 1000)} = [(\text{SOC}_f - \text{SOC}_i) / n^{\circ} \text{ de años}] / \text{SOC}_i \times 1000$$

donde SOC_f y SOC_i son la concentración final e inicial de SOC-S (Mg ha^{-1}) y se encuentra dividida entre el número de años del estudio.

3.4.10. Índice de estratificación del C y N

El índice de estratificación (SR) se define como la relación una propiedad del suelo en la superficie del suelo dividida por la misma propiedad a menor profundidad (Franzluebbers et al., 2002). De manera que el SR para SOC y el SR para TN se calculan en base a las siguientes fórmulas:

$$\text{SR} - \text{SOC} = \frac{\text{SOC}_{S1}}{\text{SOC}_{S1 \dots n}}$$

$$\text{SR} - \text{TN} = \frac{\text{TN}_{S1}}{\text{TN}_{S1 \dots n}}$$

donde S1 es el valor de C y N en superficie y $S1 \dots n$ son las diferentes profundidades tomadas para el cálculo de los diferentes SR.

3.5. Análisis estadísticos

Para la realización de los diferentes análisis estadísticos, se usan los programas SPSS 13.0, Sigma Plot v14.0 y lenguaje R v3.6 para Windows. Las diferencias entre los diferentes manejos, las posiciones topográficas, la profundidad y las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas estudiadas son evaluadas mediante el análisis de la varianza (ANOVA). Considerando estadísticamente significativas las diferencias de $p < 0,05$.

4. Resultados y discusión

4.1 Evaluación a medio plazo de la iniciativa 4‰, almacenamiento y estabilización del carbono orgánico del suelo en un olivar mediterráneo de secano bajo laboreo convencional: un caso de estudio.

4.1.1. Introducción

El suelo, como sumidero de C, podría ser útil como solución natural al cambio climático (CC), por lo que es indispensable proteger y aumentar el almacenamiento de SOC. Sin embargo, para que el suelo actúe como sumidero y se pueda cuantificar su capacidad de secuestro, es necesario que se produzca una estabilización del C en este reservorio, asegurando así la permanencia del C almacenado en el suelo y evitando su pérdida (Gulde et al., 2008; Wiesmeier et al., 2014b). Según Hassink (1997), la tasa de secuestro de C dependerá del grado de protección alcanzado en la fracción limo + arcilla ($<20\mu\text{m}$). Por lo tanto, estableciendo mecanismos óptimos de protección física, química y bioquímica, se puede conseguir un aumento de la fracción limo+arcilla ($<20\mu\text{m}$), lo que conllevará un aumento del secuestro de C en esta fracción y su permanencia en el suelo (Stewart et al., 2008; Wiesmeier et al., 2019).

Consciente de esta situación, el Ministro de Agricultura francés, Stéphane Le Foll, en la Conferencia de las Partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el CC (COP21 en 2015) celebrada en París-Francia, propuso un ambicioso programa denominado "Suelos 4 por mil para la seguridad alimentaria y el clima". La estrategia consistía en "promover el secuestro de carbono orgánico del suelo (SOC) mediante la adopción de las mejores prácticas de gestión en la agricultura C" para compensar las emisiones antropogénicas de C (Ministerio de Agricultura, Agroalimentación y Bosques, Francia, 2015).

La estrategia del 4‰ pretende mejorar el contenido global de SOC a 40 cm de profundidad a un ritmo del 0,4 % anual (Chambers et al., 2016). En teoría, los suelos cultivados a nivel mundial podrían secuestrar hasta 62 t ha^{-1} en los próximos 50-75

años, con una capacidad total de sumidero de ~ 88 Gt en 1400 Mha (Minasny et al., 2017). Más de 150 instituciones apoyaron esta propuesta, y España se sumó a esta iniciativa el 1 de diciembre de 2015.

La aplicación de un uso y una gestión adecuados y sostenibles de las tierras agrícolas es esencial para aumentar el SOC y alcanzar la iniciativa "4 por 1000". Un objetivo claro de esta iniciativa es aumentar el contenido de materia orgánica (MO) de los suelos, ya que el aumento de la OM incrementaría el SOC, además de mejorar parámetros como la fertilidad del suelo o el aumento de la capacidad de retención de agua del suelo debido al aumento de la porosidad (Chenu et al., 2019). En este sentido, prácticas agrícolas más eficientes como la agricultura de conservación, el uso de cultivos de cobertura y enmiendas orgánicas, y la mejora de las rotaciones de cultivos pueden tener efectos positivos sobre el SOC (Lal, 2016; Corbeels et al., 2019) y, por tanto, pueden contribuir a alcanzar, por un lado, la "iniciativa 4 por 1000" y, por otro, la neutralidad climática en 2030, deteniendo la degradación del suelo y restaurando las tierras degradadas, tal como recomiendan la IPBES (IPBES, 2018), el IPCC (IPCC, 2019) y la Estrategia del Suelo 2030 de la UE (Comisión Europea, 2021).

El olivar es uno de los cultivos más importantes de la región mediterránea. La superficie ocupada por el cultivo del olivo es de aproximadamente 10,5 Mha en el mundo (García et al., 2020). El principal productor es España, que representa el 40% de la producción mundial y es el país con mayor superficie dedicada a este cultivo, con un total de 2.580.577 ha (FAOSTAT, 2020).

El cultivo del olivar, gestionado tradicionalmente con laboreo convencional (CT) supone el 68,2% de la superficie total de olivar en España. El CT se caracteriza por un alto porcentaje de suelos desnudos y fuertemente arados; por lo tanto, esta gestión del suelo es una de las prácticas que aumenta la degradación del suelo, ya que conduce a la erosión y a la reducción de la disponibilidad de agua en el suelo. Además, contribuye a que la MO almacenada en las capas más profundas del suelo suba a la superficie, donde se oxida y favorece el efecto invernadero, agravando el calentamiento global (Espinoza, 2010; Rahman et al., 2021).

Frente a esta gestión, una excelente alternativa para mejorar la estructura y calidad del suelo y aumentar el almacenamiento de SOC sería implementar cubiertas vegetales y otros manejos alternativos que ayuden a reducir la degradación del suelo (Vicente-Vicente et al., 2016).

Este estudio se realizó para cuantificar cómo la CT en olivar puede afectar a la capacidad del suelo para secuestrar C a medio plazo. Para ello, se estudió la evolución entre 2003 y 2018 en perfil de suelo completo por horizontes con CT analizando en primer lugar, el SOC y el stock de SOC (SOC-S); en segundo lugar, el SOC y el SOC-S ligado a la fracción fina del suelo ($<20 \mu\text{m}$); y por último, la viabilidad de estos suelos para la consecución del objetivo 4‰.

4.1.2. Material y Métodos

4.1.2.1. Descripción de la zona de estudio y parámetros climáticos

El estudio se realizó en un olivar de Torredelcampo, municipio de la provincia de Jaén (Andalucía, España, 37°46'26.0"N, 3°54'41.5"O) (Fig. 1). El clima de esta zona es típicamente mediterráneo, es decir, un clima mediterráneo continental caracterizado por grandes contrastes estacionales. Según datos obtenidos de la Junta de Andalucía (2021), durante el periodo estudiado (2003-2018), la zona de estudio tuvo temperaturas mínimas medias de 8,3°C en enero (invierno), alcanzando una media de más de 27°C en julio (verano). Las precipitaciones en la zona se sitúan en torno a los 493,2 mm, con un máximo de precipitaciones en los meses de otoño y principios de primavera, mientras que los meses de verano se caracterizan por la escasez de precipitaciones.

La finca donde se realizó el estudio tiene una superficie de 10 ha. La parcela experimental cuenta con 200 olivos de la variedad picual. Los antecedentes de esta finca tienen una larga historia de actividad agrícola con un sistema de monocultivo permanente de secano convencional (FAO, 2015). El paisaje está formado por pequeñas colinas que dan lugar a una morfogénesis ondulada y una pendiente media del 6 % (Aguilera-Huertas et al., 2021). Pueden afectar a la acumulación y distribución de SOC en regiones erosionadas como ésta (González-Rosado et al., 2021).

Los suelos de nuestra zona de estudio se clasifican como Cambisoles calcáricos, con algunas características vérticas según el IUSS Working Group WRB (FAO, 2015), presentando condiciones físicas pobres y baja fertilidad (Aguilera-Huertas et al., 2021). Desde el punto de vista fisicoquímico, en general, los suelos estudiados presentan las propiedades indicadas en la Tabla 1.

4.1.2.2. Diseño experimental

La finca experimental se cultiva con olivar tradicional de secano con un marco de plantación de 12 m x 12 m con dos troncos (patas) por olivo. El estudio comenzó en 2003 y finalizó en 2018, durante todo el periodo estudiado el manejo del suelo fue CT. El manejo CT se realiza en la zona de estudio de la siguiente manera: una vez recolectada la aceituna se aplica fertilización mineral (100 kg ha⁻¹ de urea (46% N) anuales), posteriormente, cada dos años se podan los olivos y se añaden al suelo restos de poda triturados (6 Mg ha⁻¹), tras esto, se utiliza una grada de discos (25 cm) y después un pase de cultivador para disminuir el tamaño de los terrones en verano, finalmente se añade herbicida para controlar la vegetación y las malas hierbas en otoño. El laboreo se realiza dos veces al año.

4.1.2.3. Recogida de muestras y análisis de laboratorio

Para el estudio del efecto del CT en el secuestro de C del suelo a medio plazo, se utilizaron muestras recogidas en 2003 (CT0) y 2018 (CT1), respectivamente. Se seleccionaron tres perfiles completos de suelo tanto en 2003 como en 2018, y se recogieron muestras de suelo de los diferentes horizontes dentro de cada perfil. Una vez recogidas las muestras, se transportaron en bolsas de plástico al laboratorio. Una vez allí, se dejaron secar a temperatura ambiente, dándoles la vuelta una o dos veces al día para eliminar la humedad de la muestra. Por último, las muestras se tamizaron con un tamiz de 2 mm. Las propiedades del suelo se analizaron por triplicado, obteniendo un total de 9 réplicas (3 perfiles de suelo x 3 réplicas de laboratorio) tanto para CT0 como para CT1 para cada horizonte del perfil de suelo. La metodología para el análisis del suelo es la siguiente

La distribución granulométrica (textura del suelo) se analizó mediante el método del hidrómetro de Bouyoucos (Nelson y Sommers, 1982). Antes de determinar la distribución granulométrica, las muestras se trataron con H₂O₂ (6%) para eliminar la materia orgánica.

La densidad aparente (Mg m⁻³) se midió en el campo con un cilindro de 3 cm de diámetro, 10 cm de profundidad y un volumen total de 70,65 cm³ utilizando el método del cilindro (Blake y Hartge, 1986).

La fracción <20 µm se obtuvo siguiendo el método descrito en trabajos como Spielvogel et al. (2006) y Steffens et al. (2009). El SOC (tanto en las muestras de suelo como en la fracción <20 µm [SOCfino]) se determinó mediante el método de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1982).

En cuanto a los parámetros calculados, se han determinado como sigue:

Para evaluar el secuestro de carbono en los suelos, se requirió el SOC como masa por unidad de superficie (Mg ha⁻¹), que representa el stock de carbono orgánico del suelo (SOC-S) y que se obtiene mediante la Ecuación (1).

$$\text{SOC-S} = \text{SOC concentration} \times \text{BD} \times d \times (1 - \delta 2\text{mm}\%) \times 10^{-1} \quad (1)$$

61

Donde SOC es el contenido de carbono orgánico en g kg⁻¹, δ2mm es el porcentaje de la fracción mineral mayor de 2mm; BD es la densidad aparente en Mg m⁻³, y d es el espesor del horizonte (cm) (IPCC, 2003; Stolbov et al., 2007).

La reserva total de carbono orgánico del suelo (T-SOC-S) en Mg ha⁻¹, Ecuación (2).

$$\text{T-SOC-S} = \sum_{i=1}^n \text{SOC} - s \quad (2)$$

Donde SOC-S es la reserva de carbono de cada horizonte y T-SOC-S se obtiene sumando todos los horizontes del suelo correspondientes (IPCC, 2003).

La determinación del objetivo de almacenamiento de C en el suelo marcado por la iniciativa 4‰ se llevó a cabo mediante el cálculo de la tasa de almacenamiento de carbono (CSR) en $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Francaviglia et al., 2019), observando así el grado en que los suelos de estudio han alcanzado los objetivos de almacenamiento marcados. Esta tasa se obtuvo a partir de la Ecuación (3) para el suelo marcado por la "estrategia 4 por 1000" (40 cm) y para la profundidad del perfil completo del suelo.

$$\text{CSR} = (\text{SOCf} - \text{SOCi}) / \text{years} \quad (3)$$

Donde SOCf y SOCi son las existencias finales e iniciales de SOC (Mg C ha^{-1}), y "años" es la duración del experimento expresada en años.

Para el análisis estadístico, el efecto de la gestión y la profundidad del suelo sobre el SOC, el SOC-S y el SOC asociado a la fracción $<20 \mu\text{m}$ se analizó mediante una prueba de normalidad de los datos para verificar los supuestos del modelo utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Como los datos no superaron la prueba de normalidad, se utilizaron pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis ANOVA). Las diferencias significativas entre distintos periodos con el mismo manejo y a lo largo del perfil del suelo se determinaron mediante análisis de varianza de una vía, seguido de la diferencia significativa mediante la prueba de Tukey a $p < 0,05$. Todos los cálculos se realizaron con Sigma Plot v14.0.

4.1.3. Resultados y discusión

4.1.3.1. Concentración y distribución de SOC y SOC-S a lo largo del perfil en la fase preliminar (CT0)

En la situación inicial, las concentraciones de SOC eran bajas en todos los horizontes examinados, con valores que no superaban los $7,3 \text{ g kg}^{-1}$ en ninguna de las muestras analizadas (Fig. 2). Según autores como Vicente-Vicente et al. (2016) y González-Rosado et al. (2021), estas concentraciones son típicas de suelos agrícolas dedicados al cultivo del olivo localizados en la cuenca mediterránea, con condiciones de alta semiaridez e intenso manejo que conducen a una degradación generalizada del suelo y pérdida de SOC, con bajos niveles de materia orgánica. Además, autores como Hernanz et al. (2009) extendieron estas características a suelos agrícolas no sólo de olivar, sino también a suelos con cultivos de secano, como los encontrados en su estudio en el centro de España con rotación de cultivos de cereal y leguminosas, donde

los suelos presentaban un bajo contenido en SOC debido a la alta mineralización de la materia orgánica y a la ausencia de residuos de cultivos tras periodos de sequía.

Centrándonos en el horizonte Ap, según nuestros análisis, la concentración de SOC y de SOC-S obtuvo el valor más alto en los primeros 30 cm de suelo, con valores para el SOC de $7,3 \text{ g kg}^{-1}$ (Ap) y para el SOC-S de $24,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Ap) (Figs. 2 y 3). Aunque el CT provoca la eliminación de la cubierta vegetal, por efecto del laboreo y el uso de fertilizantes, en el olivar de secano tradicional, el horizonte superficial (Ap) sigue siendo el de mayor contenido en SOC (Aranda et al., 2011). Sin embargo, autores como Nieto et al., (2011, 2013), en su estudio en 10 olivares con aplicación de manejos alternativos a largo plazo como el manejo de residuos o la implantación de cultivos de cobertura, encontraron un incremento de los valores de SOC en el horizonte superficial (primeros 30 cm) a largo plazo de entre el 30-50%.

Como era de esperar, las concentraciones de SOC y SOC-S disminuyeron gradualmente desde la superficie del suelo hacia los horizontes más profundos (Bw, BC y C). En el horizonte Bw, la disminución fue del 21,3% para el SOC y del 18,1% para el SOC-S. En los horizontes BC y C, las concentraciones tanto de SOC como de SOC-S continuaron disminuyendo, obteniéndose las principales diferencias con respecto al horizonte superficial, con valores de $4,3 \text{ g kg}^{-1}$ (BC) y $3,9 \text{ g kg}^{-1}$ (C) para SOC; y 17 Mg ha^{-1} (BC), y $12,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ (C) para SOC-S (Figs. 2 y 3).

Varios estudios afirman por diferentes motivos que las concentraciones de SOC disminuyen en profundidad: por efecto de los limitados aportes de poda por debajo de los 30 cm de suelo (González-Rosado et al., 2021); por los aportes superficiales de C de los que dependen los horizontes del subsuelo y que llegan en bajas cantidades en forma de carbono orgánico disuelto y vía radicular (Tückmantel et al., 2017; Heinze et al., 2018; Angst et al., 2018); incluso a otros factores como el clima, las propiedades del suelo, los factores topográficos y la profundidad del suelo, que también son responsables de estas variaciones en el contenido de C del suelo y de su disminución en profundidad (Wang et al., 2010; McNally et al., 2017).

Además, dada la problemática que supone la disminución del C profundo en el papel del suelo como sumidero de C, autores como Parras-Alcántara et al. (2015), en su estudio realizado en olivares del norte de Córdoba (España), observaron que la implementación de métodos de manejo alternativos como el olivar ecológico sin uso de laboreo frente al CT no generaba incrementos a largo plazo en el contenido de C del suelo por debajo de los 50 cm, es decir, no se producía un aumento en el almacenamiento de C profundo. Sin embargo, autores como Nieto et al. (2013) y Gómez et al. (2009) reflejaron en sus estudios de olivares en varias zonas de Andalucía con cultivos de cobertura que, aunque estos métodos de manejo alternativos fueron esencialmente efectivos en superficie, la presencia de sistemas radiculares profundos y de vegetación de cobertura sí generaron un ligero incremento en el aporte de C desde los primeros 30 cm de suelo, generando un ligero incremento de C en profundidad. En contraposi-

ción a los resultados obtenidos por autores como Nieto et al. (2013) y Hernández et al. (2005) registraron en su estudio realizado en olivares del centro de España con vegetación de cobertura y siega mecánica, un aumento del 74 % del SOC, pero sólo en superficie (30 cm), y una disminución de esta concentración de C a medida que aumentaba la profundidad del suelo.

Por tanto, podemos afirmar que aunque la presencia de manejos alternativos, como los mencionados anteriormente, se consideran beneficiosos para el incremento de C en el suelo, este incremento sólo se produce en la superficie del suelo. Sin embargo, en profundidad, nuestros resultados con CT mostraron la misma tendencia que en estos estudios, con una disminución del C a medida que aumentaba la profundidad del perfil.

4.1.3.2. Efecto del laboreo convencional a medio plazo sobre el SOC y el SOC-S en el suelo

Diferentes estudios identifican la intensificación agrícola y la CT en suelos agrícolas entre los principales factores causantes de la disminución del SOC (Kopittke et al., 2019; González-Rosado et al., 2021; Dewi et al., 2022).

Los resultados obtenidos en nuestro estudio a medio plazo con C corroboraron este hecho, donde la disminución del SOC tras 15 años de estudio fue mayor cuanto más profundo fue el horizonte considerado. Se observaron pérdidas del 29,6%, 41,6%, 49% y 58,8% para los horizontes Ap, Bw, BC y C, respectivamente (Fig. 2), es decir, tras los 15 años de estudio, los suelos han sufrido un proceso de descarbonización, influenciado principalmente por el manejo utilizado.

El T-SOC-S, considerando la suma de todos los horizontes, también experimentó una disminución en el tiempo del 42,3% (Fig. 3). A pesar del proceso de descarbonización producido a lo largo del perfil con pérdidas de 5,6 Mg ha⁻¹ en el horizonte Ap y de 7,9 Mg ha⁻¹, 11,2 Mg ha⁻¹ y 7 Mg ha⁻¹, en los horizontes Bw, BC y C respectivamente, al cabo de 15 años, al comparar el horizonte superficial (Ap) con el resto de horizontes (Bw, BC y C), se pudo observar que en profundidad, los suelos estudiados tenían un 78,5% más de SOC-S que en el horizonte superficial (Fig. 3).

Por tanto, existía un mayor almacenamiento de C en profundidad, contribuyendo a la estabilización del C y a un mayor tiempo de residencia del suelo (Rumpel y Kögel-Knabner, 2011; Richter y Billings, 2015). Autores como Chenu et al. (2019) destacaron el alto potencial de los horizontes profundos para el almacenamiento de C por varias razones, entre ellas el tiempo de residencia medio global del SOC, que era unas cuatro veces mayor en el subsuelo (30-100 cm de profundidad) que en la capa superficial del suelo (0-30 cm). Además, los horizontes del subsuelo tienen tasas de mineralización más lentas, a lo que se añade el efecto positivo de las raíces en profundidad. Autores como Alcántara et al. (2016, 2017), en su estudio realizado en olivares

con CT en Alemania, destacaron la contribución del CT a la capacidad del suelo para secuestrar SOC y darle estabilidad en los horizontes más profundos, ampliando el espacio de almacenamiento de material rico en SOC, lo que implicó un impacto directo en el subsuelo, observándose un incremento del 32% en la estabilidad del C en los horizontes más profundos y logrando un crecimiento del almacenamiento de carbono en profundidad.

Por tanto, cabe destacar que tras 15 años de CT en los suelos estudiados, se había producido una descarbonización del suelo, resultando en una pérdida significativa de la calidad y propiedades del suelo, contribuyendo a transferir C a la atmósfera. Abbast et al. (2020) mostraron resultados similares en una revisión mundial de la dinámica del carbono del suelo en función de las prácticas agrícolas, confirmando que el impacto del laboreo a largo plazo afectaba negativamente al secuestro de C en el suelo.

4.1.3.3. Efecto de la gestión sobre la evolución del carbono orgánico ligado a la fracción fina del suelo (SOC_{fine} : $<20 \mu\text{m}$).

En los suelos agrícolas el secuestro potencial de C está influenciado principalmente por su capacidad de estabilización en el suelo, que viene determinada por la asociación química entre las partículas finas de limo y arcilla (SOC_{fine} : $<20 \mu\text{m}$) (Six et al., 2002; Rodrigues et al., 2022). Aunque solo se debería considerar la capa superficial, consideramos el perfil completo del suelo (120 cm) para comprobar si las variaciones en la superficie del suelo pueden afectar a la acumulación de SOC en profundidad (Dal Ferro et al., 2019).

Así, el SOC_{fine} a lo largo de todo el perfil del suelo osciló entre valores de $2,9 \text{ g kg}^{-1}$ (horizonte C-CT0) y $5,9 \text{ g kg}^{-1}$ (horizonte Ap-CT1) (Fig. 4). Se observó una disminución de las concentraciones de SOC con el aumento de la profundidad en CT0. Esta tendencia se mantuvo en CT1 excepto en el horizonte BC, donde se produjo un aumento ($7,4 \text{ g kg}^{-1}$).

En cuanto al SOC-S fino ($\text{SOC-S}_{\text{fine}}$ ($<20 \mu\text{m}$)), en CT0 también se produjo una disminución desde los horizontes poco profundos (Ap y Bw) hacia los más profundos (BC y C). En CT1, no se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los horizontes Ap, Bw y BC; sin embargo, se observó una disminución de $\text{SOC-S}_{\text{fine}}$ en el horizonte más profundo (C) (Fig. 5). Esta disminución en SOC_{fine} y $\text{SOC-S}_{\text{fine}}$ en profundidad se relacionó con el alto contenido en arcilla, y también con la cobertura y biomasa de hojarasca del área de estudio, que eran mayores en la capa superficial, proporcionando una mayor transferencia de C a esta capa y disminuyendo en profundidad (Aguilera-Huertas et al., 2021; Yajuan et al., 2022).

Después de 15 años, no se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) para el SOC_{fino} en los horizontes Ap y Bw. Sin embargo, en profundidad, hubo un incremento en las concentraciones de SOC_{fine} del 58,3% para el horizonte BC (50-90

cm) y del 20,9% para el horizonte C (90-120 cm) (Fig. 4). Para el SOC-S_{fine}, al analizar la evolución en el tiempo manteniendo el CT, se observó que el SOC-S_{fine} aumentó un 17,2%, 34,7% y 27,3% para los horizontes Ap, BC y C, respectivamente, sin diferencias significativas ($p < 0,05$) en el horizonte Bw (Fig. 5).

En este sentido, este incremento en el SOC_{fine} y SOC-S_{fine} del suelo puede explicarse por el aumento de la capacidad amortiguadora del suelo debido a la mayor proporción de fracción fina a lo largo del tiempo (Hassink, 1997). Además, este aumento de la concentración y del stock de SOC a lo largo del tiempo puede explicarse por el efecto del CT intenso sobre los suelos, ya que el laboreo provoca un aumento de la redistribución del C a lo largo de los horizontes, especialmente en los horizontes más profundos (Lou et al., 2012). Estas afirmaciones están en consonancia con los resultados obtenidos en un trabajo anterior (Aguilera-Huertas et al., 2022), donde el efecto a medio plazo del CT implicó un aumento tanto de la capacidad del suelo para almacenar carbono al aumentar la fracción fina ($<20 \mu\text{m}$) del suelo, debido a que el CT afectó negativamente a la estabilidad de los agregados del suelo por la rotura de los macroagregados. Además, autores como Vicente-Vicente et al. (2017) encontraron resultados similares en su estudio en diez olivares del sur de España gestionados con prácticas agronómicas convencionales y en los que se permitió el crecimiento de una cubierta vegetal. Por tanto, estos autores, en su estudio, también destacaron el efecto positivo de la presencia de vegetación, afectando al contenido en nutrientes, a la eficiencia de absorción y a los exudados de los sistemas radiculares profundos, dando lugar a una mayor producción de biomasa, aumentando así la acumulación y secuestro de SOC estable a lo largo del perfil y especialmente en profundidad.

Sin embargo, al mantener el CT durante 15 años, se ha observado que los suelos estudiados tienen intacta la capacidad de estabilizar el C ligado a la fracción fina ($<20 \mu\text{m}$) e incluso se ha producido un aumento del C estable ligado a esta fracción, es decir, estos suelos estabilizaron más C que al inicio del estudio. Por el contrario, el CT continuo incide negativamente en la calidad del suelo siendo más inestable debido a la pérdida de macroagregados, que son los que tienen mayor capacidad de almacenamiento de C (Aguilera-Huertas et al., 2022).

4.1.3.4. La recarbonización de los suelos: Iniciativa 4‰ en suelos agrícolas mediterráneos

El plan de acción 4‰ surge con el objetivo de producir un incremento de C en los suelos agrícolas (Rumpel et al., 2019).

En nuestro caso de estudio en monocultivo de olivar el objetivo marcado por la iniciativa 4‰ no se había alcanzado tras 15 años de aplicación del CT. Además, el olivar estudiado no solo no cumplió el objetivo de la iniciativa 4‰ sino que sufrió importantes pérdidas de C que generan emisiones que contribuyen al CC.

Aplicando la fórmula CSR, la pérdida de SOC-S en ese periodo fue de $0,8 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ bajo CT (Fig. 6).

Aunque la iniciativa 4‰ solo se aplica hasta una profundidad de 40 cm, excluyendo horizontes más profundos, este aspecto ha generado incertidumbres y debate a lo largo del tiempo (VandenBygaart, 2018). Autores como Ledo et al. (2020), recomendaron considerar todo el perfil del suelo ya que es precisamente en los horizontes más profundos donde se encuentran las mayores concentraciones de SOC y donde es más estable.

Basándonos en esta idea, calculamos la fórmula de la CSR considerando todo el perfil del suelo y el resultado fue una pérdida de SOC-S de $2,1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ bajo CT en ese periodo (Fig. 6). Por lo tanto, nuestros resultados mostraron que considerando todo el perfil del suelo, las pérdidas de C serían del 61,9%, mientras que considerando sólo los primeros 40 cm serían del 38,1%. En otras palabras, las prácticas de manejo erróneas que no contribuyen al secuestro de carbono podrían aceptarse como adecuadas porque, aunque generan pérdidas de C, se obtienen mejores resultados en los primeros 40 cm de suelo con estas prácticas que si se considera todo el perfil del suelo.

Por lo tanto, según el análisis realizado en este estudio, es evidente que el sistema de manejo utilizado no es adecuado para alcanzar la iniciativa 4‰. La causa principal es el intenso laboreo realizado a lo largo del tiempo en la zona de estudio, que provoca la degradación del suelo, reduciendo su capacidad de secuestro y almacenamiento de C (Rahman et al., 2020; Aguilera-Huertas et al., 2021). Este manejo intensivo durante 15 años ha afectado a la protección física del suelo, provocando, por un lado, procesos erosivos en la zona de estudio y acelerando la tasa de descomposición de la materia orgánica. Por otro lado, debido a la ausencia de cobertura, se ha empobrecido el aporte de materia orgánica y la estructura del suelo, provocando una disminución de los macroagregados y un aumento de los microagregados del suelo (Aguilera-Huertas et al., 2022).

4.1.3.5. Perspectivas de futuro de la gestión del olivar para aumentar el SOC

A pesar del agotamiento y degradación de los suelos objeto de estudio a medio plazo debido a las condiciones de manejo y climáticas típicas de la región mediterránea (González-Rosado et al., 2020a), existe un fuerte potencial de almacenamiento en zonas dedicadas al olivar mediterráneo, con gran capacidad para convertirse en importantes sumideros de C (Minasny et al., 2017), como podría ser el caso de los suelos objeto de estudio. Los resultados obtenidos en este estudio pueden ser de ayuda para los responsables de la toma de decisiones, ya que pueden contar con estudios comparativos a medio plazo considerando perfiles de suelo completos y apoyar así la idea de la necesidad de un cambio en las prácticas agrícolas para mejorar no solo la calidad del suelo, sino también para lograr la contribución de los suelos a la mitigación del CC.

Para alcanzar el objetivo del 4‰ y lograr un equilibrio entre las emisiones de C del suelo y los aportes frente a este sistema de manejo (TC), que no contribuye a alcanzar este objetivo, autores como Lal (2010) y Stout et al. (2016), propusieron otras alternativas de manejo del suelo agrícola que pueden ser adecuadas para alcanzar este objetivo. Entre ellas se encuentran la mejora de las rotaciones de cultivos, la gestión de residuos de cultivos, los cultivos de cobertura, las enmiendas orgánicas y las prácticas de labranza reducida o sin labranza, que conllevan múltiples beneficios sobre el almacenamiento de SOC, el rendimiento de los cultivos, la escorrentía, la erosión hídrica, la biodiversidad y la mitigación de los efectos de fenómenos meteorológicos extremos. Esto podría contribuir a la mitigación del CC por parte del suelo, mejorando su capacidad de secuestro y almacenamiento de C.

Por ello, decidimos ubicar en esta finca el estudio de caso 4 del proyecto Diverfarming de la Comisión Europea Horizonte 2020 (diversificación de cultivos y agricultura de bajos insumos en toda Europa: del compromiso de los profesionales y los servicios ecosistémicos al aumento de los ingresos y la organización de la cadena de valor, acuerdo de subvención 728003). Así pues, los resultados expuestos en este manuscrito fueron el punto de partida del estudio de caso 4. A partir de 2018, estamos estudiando los efectos de la diversificación del olivar con otros cultivos (*Crocus sativus* (azafrán), *Vicia sativa* (veza), y *Avena sativa* (avena) en rotación anual y *Lavandula x intermedia* (lavanda)) junto con la siembra directa sobre las propiedades del suelo, los rendimientos para el agricultor y los servicios ecosistémicos apoyados en los suelos, incluida la capacidad de secuestro de carbono del suelo.

4.1.4. Conclusiones

Esta investigación se centró en cuantificar cómo el CT puede afectar a la capacidad del suelo del olivar para secuestrar C a medio plazo, analizando, por un lado, el almacenamiento de C del suelo y el C ligado a la fracción fina del suelo ($<20\ \mu\text{m}$) en suelos sometidos a CT a lo largo del tiempo (2003-2018) y, por otro, la viabilidad de estos suelos para la consecución del objetivo 4‰.

El CT afectó significativamente al secuestro de C a lo largo del tiempo, con una disminución del SOC y SOC-S a lo largo del perfil del suelo, es decir, los resultados obtenidos mostraron una degradación en los suelos por efecto del CT a medio plazo. Sin embargo, en lo que respecta a la fracción fina del suelo ($<20\ \mu\text{m}$), tras 15 años con CT, se produjo un aumento de las concentraciones de SOC_{fine} en los horizontes más profundos (BC y C).

Este aumento continuó para el SOC-S_{fine} en los horizontes Ap, BC y C, por lo que estos suelos podrían mantener e incluso aumentar su capacidad de almacenar carbono en esta fracción del suelo ($<20\ \mu\text{m}$) estabilizándolo en el suelo a lo largo del tiempo con este manejo.

Por último, el efecto continuado del CT durante 15 años repercutió en la consecución de los objetivos del 4%, que no se cumplieron en nuestra zona de estudio, produciendo además importantes pérdidas de C en el suelo, lo que repercute en un aumento de las emisiones de GEI por parte de los suelos de estudio. Además, estas pérdidas fueron significativamente mayores al considerar el perfil completo en lugar de los primeros 40 cm. Por tanto, los suelos de estudio podrían adoptar buenas prácticas de manejo como el laboreo cero o mínimo con retención de residuos de cultivos o rotaciones de cultivos y cultivos intercalados, entre otras, y convertirse en sumideros de C.

4.2. ¿Puede la diversificación de cultivos aumentar el carbono orgánico del suelo y alcanzar el objetivo del 4% en un olivar tradicional de secano a corto plazo?

4.2.1. Introducción

En Europa, para remediar el problema de la degradación del suelo y garantizar que todos los suelos de la Unión Europea estén en condiciones saludables para 2050, la Unión Europea lanzó a finales de 2021 la estrategia del suelo para 2030. Para ello, esta estrategia propone acciones específicas para lograr una gestión sostenible del suelo en relación con la mitigación del cambio climático, la biodiversidad, la restauración y el seguimiento del suelo, obteniendo en última instancia suelos que puedan proporcionar tantos servicios ecosistémicos como sea posible (Janzen et al., 2021; Panagos et al., 2022).

Por lo tanto, en este contexto, cada vez se hace más hincapié en la aplicación de medidas sostenibles de conservación del suelo para mantener o mejorar tanto su calidad como su productividad y contribuir a la sostenibilidad a largo plazo de los agroecosistemas y a la mitigación del cambio climático (de Torres et al., 2021; Hamidov et al., 2018; Rosa-Schleich et al., 2019). Una de estas medidas es la eliminación del laboreo y el fomento de la diversificación de cultivos, es decir, la plantación de cultivos de cobertura (CC) (MAPA, 2019; Yang et al., 2019), ya que aportan grandes beneficios ambientales y agronómicos además de poder ofrecer una gran multitud de servicios ecosistémicos (Lee et al., 2019).

El olivo (*Olea europaea*) es uno de los cultivos perennes más extendidos de España, con más de 2,7 Mha (MAPA, 2019). En la cuenca mediterránea, este cultivo ha aumentado drásticamente su superficie en los últimos años, suponiendo el 95% de la superficie

mundial dedicada al olivar (OG) (FAO, 2019), lo que le confiere una gran importancia tanto ecológica como socioeconómica (Ortega et al., 2020).

El clima mediterráneo se caracteriza por veranos calurosos y secos e inviernos con lluvias intensas y cortas (González-Rosado et al., 2022; Morugán-Coronado et al., 2020), lo que provoca escasez de agua y, por tanto, baja cobertura vegetal, causando una intensa erosión del suelo (Espejo-Pérez et al., 2013). Además, el monocultivo y el hecho de que la mayor parte de los OG sean de manejo convencional (fuertemente arados) (Sastre et al., 2017) pueden intensificar estos problemas al promover la compactación del suelo y favorecer el agotamiento de la materia orgánica (MOS) y del carbono (C) del suelo (Aguilera-Huertas et al., 2022; Linares et al., 2014).

Concretamente, en olivares de secano, la implementación de CC puede contribuir a mejorar la calidad del suelo, reducir la erosión del mismo, y favorecer la presencia de polinizadores (Durán et al., 2020), llegando a intervenir significativamente en la superación de los retos de desarrollo de sistemas agrícolas productivos, con un incremento de la cosecha y rendimiento tanto de cultivos principales como de CC (Cuartero et al., 2022; Raza et al., 2019).

Además, autores como Rodríguez-Lizana et al. (2020) destacan el potencial de los CC para proporcionar al suelo un beneficio relevante, ya que pueden incrementar los pools de C orgánico del suelo (SOC), llegando a contribuir positivamente a la consecución de la estrategia 4‰ al proporcionar un incremento en el contenido de SOM (Chenu et al., 2019). La razón es que el CC ha demostrado ser una herramienta eficaz para el secuestro de C en cultivos frutales mediterráneos como la OG (de Torres et al., 2018). Por tanto, si a este beneficio le sumamos la extraordinaria capacidad de los suelos agrícolas mediterráneos para almacenar C (Francaviglia et al., 2019), el contenido de SOC en estos suelos podría incrementarse significativamente bajo este tipo de sistema de manejo, mejorando la calidad del suelo (Aguilera-Huertas et al., 2021; Mazzoncini et al., 2016).

Por lo tanto, este estudio se llevó a cabo para cuantificar cómo las diversificaciones de cultivos en OG pueden afectar al C y al nitrógeno (N) del suelo a corto plazo con respecto al monocultivo de olivo. Dado que el C y el N del suelo son buenos indicadores de la salud y calidad del suelo, se evaluaron los efectos de tres diversificaciones (*Crocus sativus*, *Vicia sativa* and *Avena sativa* in rotation, and *Lavandula x intermedia*) sobre las concentraciones y existencias de SOC y N total, el grado de estratificación del C y el N del suelo, y la consecución de la estrategia 4‰ al cabo de tres años.

4.2.2. Material y métodos

4.2.2.1. Descripción de la zona de estudio

Este estudio se llevó a cabo durante 3 años (entre las temporadas 2018/2019 y 2020/2021). Se llevó a cabo en una finca experimental de olivos centenarios en el sur de España (37°50'20"N - 3°52'32"O) (Fig. 1). La finca tiene una superficie de 10 ha, y la parcela experimental (200 olivos, variedad Olea europea picual) corresponde al caso de estudio número 4 del proyecto H2020 DIVERFARMING (Diversificación de cultivos y agricultura de bajos insumos en toda Europa: del compromiso de los profesionales y los servicios ecosistémicos al aumento de los ingresos y la organización de la cadena).

Los antecedentes de esta explotación se caracterizaban por una larga historia de actividad agrícola, lo que significa que estos suelos estaban muy degradados debido a la intensificación agrícola de esta zona a lo largo del tiempo. El paisaje se compone de pequeñas colinas con una pendiente media <6%, donde se ha establecido un sistema convencional de monocultivo permanente de olivo de secano (patrón de 12 m x 12 m). El clima es típicamente mediterráneo, con importantes contrastes estacionales. Los suelos de este estudio se clasificaron como Cambisoles Calcáreos (FAO-ISRIC-ISSS, 2015) y se caracterizaron por altas tasas de erosión y bajos niveles de SOM (Aguilera-Huertas et al., 2022).

4.2.2.2. Detalles experimentales, muestreo del suelo y análisis de laboratorio

El olivar Centenario, se encontraba bajo laboreo convencional (CT) desde hace 70 años. Este manejo se caracterizaba por el uso de maquinaria pesada, laboreo del suelo y fertilizantes químicos en invierno y herbicidas en otoño para controlar las malas hierbas. Sin embargo, en 2018 se establecieron tres parcelas experimentales introduciendo tres diversificaciones de cultivos diferentes en los callejones de olivos, *Crocus sativus* (D-S), una rotación anual de *Vicia sativa* y *Avena sativa* (D-O), y *Lavandula x intermedia* (D-L), sin aplicación de herbicida, labranza mínima y escarda mecánica. (Fig. 2).

Los cultivos diversificados ensayados se sembraron de la siguiente forma: en primer lugar, el (D-O) como cultivo anual con una dosis de semilla de 120 kg ha⁻¹ y 140 kg ha⁻¹; en segundo lugar, el (D-S), que se sembró una sola vez con una dosis de semilla de 2.000 kg ha⁻¹ y en tercer lugar, el (D-L) que requirió una resiembra en el segundo año con 12.000 plantas ha⁻¹ debido a que el primero se resintió.

Esta investigación pretende estudiar las diferencias entre la aplicación de dos prácticas de manejo del suelo en olivar: CT y mínimo laboreo (MT) con diversificación de cultivos. Los diferentes manejos realizados en este estudio en base a las diferentes prácticas de manejo fueron: (i) CT: con la aplicación de laboreo (entre 20 y 25 cm de profundidad) dos veces al año y la aplicación de herbicidas y fertilizantes, esta fue la parcela control (CP), y (ii): Diversificación de cultivos: sin aplicación de herbicidas y fertilizantes e introducción de cultivos intercalados. Se intercalaron tres variedades de cultivos en los callejones OG. El laboreo se redujo a MT con una grada de púas flexible (10 cm) para el lecho de plantación de cada cultivo de cobertura (en D-O, el laboreo se realizó anualmente). Esta gestión se ha llevado a cabo durante 3 años.

Además, la poda del olivo (6 Mg ha^{-1}) se realizó una vez cada dos años, y los residuos de poda se picaron en los callejones OG para ser reutilizados como acolchado en ambos manejos.

No se obtuvo el éxito esperado en cuanto a cosecha y producción de diversificaciones debido a las condiciones climáticas durante el periodo estudiado, junto con la presencia de conejos en la zona de estudio. Sin embargo, el cambio en el manejo hacia la MT y la ausencia de herbicidas permitieron el crecimiento de una cubierta vegetal espontánea que acompañó a las diversificaciones. Finalmente se obtuvo una cubierta vegetal mixta que influyó notablemente en la evolución de las diferentes propiedades físico-químicas del suelo. Esta evolución fue más significativa en D-S y D-O que en D-L (Fig. 10).

Para este estudio se recogieron muestras al inicio y al final de la experiencia, en 2018 y 2021, ambas en septiembre, en todas las parcelas de investigación simultáneamente con una distribución de 9 puntos de muestreo divididos en tres subparcelas para cada uno de los manejos de diversificación (D-S, D-O, D-L) y CP. En cada punto de muestreo se recogió abundante cantidad de suelo a dos profundidades diferentes, una superficial, de 0 a 10 cm, y otra en profundidad, entre 10 y 30 cm. Por tanto, se obtuvieron 18 muestras por parcela, obteniéndose 72 muestras por año que serán objeto de la presente investigación.

Una vez recogidas y codificadas las muestras en el campo, se transportaron al laboratorio, donde se dejaron secar a temperatura ambiente para eliminar la humedad de la muestra. Cuando las muestras estuvieron secas, se tamizaron a 2 mm para realizar los diferentes análisis físicoquímicos.

Los análisis de laboratorio, métodos analíticos y otros parámetros calculados utilizados para determinar las diferentes propiedades del suelo se realizaron en base al "Manual de

análisis de plantas y suelos para sistemas agrícolas" (Álvaro-Fuentes et al., 2019). Desde el punto de vista analítico, los métodos utilizados en este trabajo fueron los siguientes:

La densidad aparente (Mg m^{-3}) se midió mediante el método del cilindro (Blake y Hartge, 1986), con un cilindro de 10 cm de profundidad, 3 cm de diámetro y un volumen total de $70,65 \text{ cm}^3$. La distribución granulométrica (textura del suelo) se analizó mediante el método del hidrómetro de Bouyoucos (Nelson y Sommers, 1982). Las muestras de suelo se molieron con un mortero para determinar SOC y TN utilizando el método de combustión seca con un analizador elemental CN (CN 802, VELP Scientifica, Italia) (Díaz Pereira et al., 2019).

La determinación de los parámetros calculados se realizó del siguiente modo:

La reserva de SOC (SOC-S) en Mg ha^{-1} se obtuvo mediante la ecuación (1).

$$\text{SOC-S} = \text{SOC concentration} \times \text{BD} \times d \times (1 - \delta 2\text{mm}\%) \times 10^{-1} \quad (1)$$

Donde SOC es el contenido de carbono orgánico en g kg^{-1} , d es el espesor del horizonte (cm), BD es la densidad aparente en Mg m^{-3} , y $\delta 2 \text{ mm}$ es el porcentaje de la fracción mineral mayor de 2 mm (Penman et al., 2003; Stolbovoy et al., 2007). Con la misma ecuación se obtuvo el stock de N total (TN-S) utilizando la concentración de N en g kg^{-1} en lugar de la concentración de SOC.

La evaluación de la iniciativa 4% se realizó calculando la tasa de almacenamiento de C (CSR) en $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Francaviglia et al., 2019), observando así el grado en que los suelos de estudio han alcanzado los objetivos de almacenamiento fijados. Esta tasa se obtuvo a partir de la ecuación (2) para la profundidad de suelo indicada en el experimento.

$$\text{CSR} = (\text{SOCf} - \text{SOCi}) / \text{years} \quad (2)$$

y la CSR en $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \times 1000$ se calculó con la ecuación:

$$\text{CSR (per 1000)} = [(\text{SOCf} - \text{SOCi}) / \text{years}] / \text{SOCi} \times 1000 \quad (3)$$

donde SOC_f y SOC_i son el SOC-S final e inicial (Mg C ha⁻¹), y "años" es la duración del experimento expresada en años.

El ratio de estratificación (SR) se define como una propiedad del suelo en la superficie del suelo dividida por la misma propiedad a menor profundidad (Franzuebbers et al., 2002). En este estudio, definimos un único SR para SOC (ecuación 4) y otro SR para TN (ecuación 5) siguiendo la fórmula:

$$\text{SR-SOC} = \text{SOC}_{S1} / \text{SOC}_{S2} \quad (4)$$

$$\text{SR-TN} = \text{TN}_{S1} / \text{TN}_{S2} \quad (5)$$

Donde S1 y S2 son las diferentes profundidades tomadas para el cálculo del SR, 0-10 cm es S1, y 10-30 cm es S2.

4.2.2.3. Análisis estadísticos

En cuanto al análisis estadístico, el efecto del cultivo intercalado junto con los sistemas de cubierta espontánea y monocultivo sobre el rendimiento principal, SOC, TN, SOC-S, TN-S, y SR tanto de C como de N se analizaron previamente mediante un test de normalidad de los datos para verificar los supuestos del modelo utilizando el test de Kolmogorov-Smirnov. Como se comprobó que los datos no cumplían la prueba de normalidad, se utilizaron pruebas no paramétricas (ANOVA de Kruskal-Wallis). Las diferencias significativas entre distintos periodos con distintos manejos se determinaron mediante análisis de varianza de una vía, seguido de diferencias significativas mediante la prueba de Tukey a $p < 0,05$. Todos los cálculos se realizaron con Sigma Plot v14.0.

4.2.3. Resultados y discusión

4.2.3.1. Efecto de las diversificaciones en la productividad de los olivares

Los suelos estudiados eran pobres y estaban muy degradados debido al manejo intensivo y continuo junto con la acción climática en esta zona, los bajos aportes orgánicos externos y el bajo contenido en MO (Aguilera-Huertas et al., 2021; González-Rosado et al., 2021). Estas condiciones edáficas fueron las principales responsables de la reduc-

ción del rendimiento potencial del cultivo principal, que mostró un rendimiento medio en los últimos 10 años entre 2000 kg ha⁻¹ y 3000 kg ha⁻¹. Esta situación se extiende en la región andaluza (López-Pintor et al., 2018) y, junto con la progresiva reducción de las subvenciones públicas de la UE, está haciendo que el OG mediterráneo de secano se enfrente a una situación económicamente insostenible.

Esto ha llevado a los agricultores a buscar alternativas (Orlandi et al. 2016). Una opción es la diversificación de cultivos para mejorar los ingresos con el rendimiento de los cultivos intercalados. Sin embargo, como se puede observar en la Fig. 3, en nuestro caso de estudio, el efecto de estos CC sobre el rendimiento del cultivo principal durante 3 años fue significativamente menor ($p < 0,05$) en las parcelas diversificadas (D-S, D-O y D-L) en comparación con CP. Estos resultados son similares a los obtenidos por Martínez-Mena et al. (2021) y Almagro et al. (2023), quienes observaron un efecto negativo sobre el rendimiento del cultivo de almendro en una huerta mediterránea durante los primeros años de aplicación de laboreo reducido más diversificación de cultivos. Además, de Leijster et al. (2019) no observaron ningún incremento o efecto sobre el rendimiento de fruto con la aplicación de CC y laboreo reducido.

Sin embargo, autores como Daryanto et al. (2018) reflejan que este tipo de cultivo, intercalado con cultivos perennes, necesita un periodo mayor para mejorar la producción y el desarrollo del fruto del cultivo principal por lo que en un periodo más prolongado se podría observar un incremento en el rendimiento del cultivo principal.

4.2.3.2. Efecto de la diversificación de cultivos sobre el C y el N del suelo a corto plazo (2018-2021)

Tradicionalmente, los agricultores de cultivos leñosos del área mediterránea han considerado la aplicación de MT y la implementación de diversificaciones de cultivos como los abonos verdes como una práctica insostenible debido a la competencia por agua y nutrientes entre los CC y el cultivo principal y al alto riesgo de compactación del suelo, considerando que pueden producirse disminuciones en el rendimiento de los frutos (Morugán-Coronado et al., 2020, 2022).

Es por ello que este estudio se centró en analizar cómo la implantación de cultivos intercalados junto con las cubiertas espontáneas entre las filas de OG de secano tradicional habían influido en las concentraciones y stocks de SOC y TN a corto plazo (2018-2021). Según los análisis realizados, en la capa superficial (0-10 cm), el SOC mostró

un aumento significativo ($p < 0,05$) en las tres parcelas de diversificación, +41,1%, +28,5% y +30,5% para D-S, D-O y D-L respectivamente, sin diferencias significativas en SOC-S a lo largo del tiempo. En la capa más profunda del suelo (10-30 cm), los resultados mostraron un aumento generalizado del C en las tres parcelas diversificadas. Sin embargo, las concentraciones de SOC y SOC-S sólo aumentaron significativamente ($p < 0,05$) en D-L con valores de SOC de $2,3 \text{ g kg}^{-1}$ (2018) y $4,3 \text{ g kg}^{-1}$ (2021) y SOC-S de $6,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ (2018) y $9,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ (2021) (Figs. 4 y 5).

El tipo de sistema de cultivo determinó principalmente este incremento generalizado de SOC en las parcelas diversificadas. Las prácticas de manejo llevadas a cabo muestran cómo en suelos semiáridos degradados es posible aumentar las reservas de SOC, con un mayor potencial de secuestro de C utilizando sistemas de cultivos intercalados y cubiertas vegetales, ya que el suministro total de SOC está estrechamente relacionado con la frecuencia de cultivo y la biomasa de cultivo devuelta al suelo (Roohi et al., 2022). Por lo tanto, los efectos de esta cubierta vegetal sobre el SOC y el secuestro de C se producen por la acción de la diversa biomasa radicular de la mezcla de cultivos intercalados que contiene un mayor suministro de rizomas químicamente complejos, que promueven el establecimiento y el aumento del C del suelo (Alletto et al., 2022; Tribouillois et al., 2022; Villarino et al., 2021; Zhang et al., 2021).

Numerosas investigaciones recientes corroboran nuestros resultados, mostrando un incremento del SOC bajo diversificaciones de cultivos al eliminar el CT a corto plazo. Ejemplos de ello son el estudio de Laamrani et al. (2020), quienes mostraron que el SOC era significativamente mayor en parcelas diversificadas en comparación con CT, y Jaziri et al. (2022), quienes destacaron la existencia de un mayor incremento de C en la capa superficial del suelo en comparación con la capa más profunda. También hay que señalar que autores como Sánchez-Navarro et al. (2022) encontraron un aumento del SOC tanto en la superficie del suelo como en profundidad debido a la continua cubierta vegetal y a los residuos de raíces y hojas de las plantas intercaladas que proporcionan aportes directos de C al suelo.

Sin embargo, Moussa-Machraoui et al. (2010) no observaron un aumento significativo del SOC en su estudio tras la aplicación de la siembra directa con diversificación de cultivos, señalando como causa el poco tiempo de uso de la labranza mínima o los cambios en la estructura del suelo al estar sometido a la CT durante mucho tiempo.

En los casos en los que el estudio abarca un medio o largo plazo, Borase et al. (2020) y Morugán-Coronado et al. (2020) observaron un aumento del SOC que se produjo de forma generalizada, significativa y estable debido al efecto prolongado del CC, a la

adición de hojarasca de forma continuada y a exudados radiculares capaces de establecerse y cambiar las propiedades y estructura del suelo, donde el almacenamiento de C es difícil debido a la oxidación.

En cuanto al TN, los resultados no mostraron variaciones significativas entre las parcelas diversificadas en ninguna de las dos capas del suelo (0-10 cm y 10-30 cm) a lo largo del tiempo. Sin embargo, se observó un aumento de la concentración de TN del 34,1% (0-10 cm) y del 41,4% (10-30 cm) en CP. Del mismo modo, el TN-S en la parcela CP mostró un aumento significativo del 29,7% (10-30 cm) después de tres años de estudio (Figs. 6 y 7). Por el contrario, en las parcelas diversificadas se observó una disminución significativa ($p < 0,05$) del TN-S en la superficie (0-10 cm) en D-S y D-O (38,3% y 27,6%, respectivamente), y el TN-S no sufrió cambios en la capa más profunda del suelo. En base a estos resultados, se puede corroborar que el principal factor causante del incremento de este nutriente en la parcela CP fue la aplicación de estiércoles y fertilizantes. Por el contrario, la falta de fertilización en las parcelas diversificadas provocó su agotamiento.

Además, Ghosh et al. (2018) encontraron que la capa subsuperficial (10-30 cm) fue menos sensible al aumento de TN que la capa superficial (0-10 cm) con diversificación de maíz en un estudio realizado en la India. Este comportamiento del TN podría deberse a que, aunque las parcelas diversificadas comienzan a tener un mayor potencial para promover un aumento del TN y mejorar la fertilidad del suelo, la larga historia de manejo insostenible de estos suelos, con altas tasas de erosión, alteración del TN influenciada por la lixiviación de urea y falta de cobertura vegetal, los ha hecho extremadamente sensibles a las perturbaciones del manejo y a la degradación (González-Rosado et al., 2020a). Además, las condiciones climáticas (altas temperaturas y escasez de precipitaciones) no habían contribuido a una elevada biomasa y abundancia de bacterias fijadoras de N (Francaviglia et al., 2018). Por lo tanto, las tasas de fijación de N atmosférico en estos sistemas podrían ser bajas en los primeros años tras la implantación de la cubierta vegetal. Además, la mayor abundancia de bacterias pertenecientes a la familia Nitrosomonadaceae que suelen estar presentes en el CT antes de reducir el laboreo también podría estar implicada a corto plazo del cambio de gestión en la disminución del contenido de N del suelo debido a su implicación en el proceso de nitrificación (Özbolat et al., 2023).

Además, a largo plazo, autores como Martínez-Mena et al. (2021) observaron cómo la aplicación de técnicas de manejo sostenible, como la MT y la deposición de residuos de cultivos en almendro, incrementaban significativamente la NT superficial, mientras que valores similares se observaban a diferentes profundidades.

En base a todo lo anterior, el uso de estas prácticas de manejo sostenible (diversificaciones + cubierta espontánea + mínimo laboreo) durante varios años no sólo mejorará las propiedades físico-químicas y nutrientes del suelo a largo plazo, sino que también puede mantener el rendimiento del cultivo principal al mismo nivel que en el sistema tradicional con laboreo intensivo (Martínez-Mena et al., 2021).

4.2.3.3. Efecto de la gestión sostenible del suelo en SR-SOC y SR-TN

El SR de SOC y N se encuentra entre los indicadores de calidad del suelo más investigados. Desde sus orígenes hasta la actualidad, autores como Franzluebbers (2002) y Kan et al. (2022) propusieron este índice para evaluar la acumulación de SOC y TN en la profundidad del suelo, indicando que puede relacionar la influencia de la gestión con la mejora de la calidad del suelo. Este indicador es especialmente relevante para las áreas mediterráneas, dadas las limitaciones a la acumulación de SOC derivadas de las condiciones climáticas.

Como puede observarse en las Figs. 8 y 9, los datos SR-SOC y SR-TN no cambiaron cuando se aplicaron diversificaciones. Basándose en los valores SR-SOC, se observó que la calidad del suelo era pobre en todos los manejos ya que los valores SR-SOC eran <2 en valores absolutos (McDaniel et al., 2022; Zhang et al., 2022). Sin embargo, de Oliveira Ferreira et al. (2013) afirmaron que el valor crítico podría ser inferior a 2 en climas tropicales y subtropicales (como en las zonas mediterráneas), lo que podría estar relacionado con un entorno de C más oxidativo y menos C químicamente estable en la capa superficial del suelo. Sobre esta base, se observaron algunas tendencias en relación con los valores de SR obtenidos. Las diversificaciones siguieron una tendencia dispar: por un lado, D-O y D-L mostraron una tendencia decreciente tanto para el SR de SOC como para el SR de TN, y por otro lado, D-S mostró una tendencia decreciente para el SR de TN pero creciente para el SR de SOC (Figs. 8 y 9).

Estos resultados han sido contrastados con otros estudios, como el de Sastre et al. (2018), quienes observaron en su investigación con cubiertas vegetativas en OG durante tres años de estudio, una mejora en el SR-SOC y SR-TN en superficie debido a la alta producción de residuos de este tipo de manejo, que mantuvo mayores cantidades de biomasa aérea. Por tanto, nuestros resultados podrían deberse al escaso éxito en el desarrollo de cubiertas vegetales y, en consecuencia, al bajo aporte de residuos vegetales en nuestra área de estudio.

Además, esta tendencia a la baja y la ausencia de variaciones significativas también está estrechamente relacionada con la textura del suelo, posiblemente debido a las altas proporciones de arcilla en estos suelos, lo que ha provocado una lixiviación profunda de los compuestos orgánicos solubles, reduciendo el C y N en superficie (Yu et al., 2020).

Por tanto, el análisis de C y N en profundidad (a partir de 30 cm) en estos suelos podría determinar eficazmente si este cambio de gestión conlleva una acumulación de C y N en el subsuelo a pesar de la lixiviación superficial, afectando así a la SR.

Sin embargo, todo ello ha dado lugar a discrepancias entre los autores sobre la efectividad de este tipo de cambios de gestión a corto plazo, ya que el efecto de un cambio en la gestión del suelo sobre el análisis SR-SOC y SR-TN en periodos cortos puede dar lugar a resultados contradictorios, especialmente en zonas semiáridas como es nuestro caso. Esto se debe principalmente a las condiciones climáticas de estas zonas, que limitan el contenido de C y nutrientes como el N, especialmente en profundidad, provocando alteraciones de estos valores entre la capa superficial del suelo y el subsuelo (Francaviglia et al., 2019; Lessmann et al., 2022).

4.2.3.4. Iniciativa 4‰: contribución de la diversificación de cultivos a la recarbonización del suelo

Los suelos agrícolas pueden contribuir a mitigar el cambio climático mediante el almacenamiento de C. Sin embargo, deben aplicarse buenas prácticas de gestión sostenible para conseguir que los suelos limiten el aumento de las concentraciones atmosféricas de CO₂ (FAO 2017a, b; Stout et al., 2016). Además, a pesar de que el secuestro de C es uno de los factores de sostenibilidad más importantes en los agroecosistemas, las vías de almacenamiento, secuestro y estabilización del SOC, especialmente en sistemas de cultivos intercalados, son poco conocidas (Angst et al., 2018; Dijkstra et al., 2021).

En nuestro caso de estudio, la implementación de cubiertas vegetales (cultivos intercalados + cubierta espontánea) durante tres años ha contribuido a alcanzar el objetivo fijado por la iniciativa 4‰ de alcanzar una tasa de crecimiento anual de 0,4 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ de SOC-S. Las tres parcelas diversificadas aumentaron exponencialmente su tasa de almacenamiento respecto a la CP (Fig. 11). D-O fue la que más incrementó su almacenamiento, con una ganancia de 140,7 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ x 1000, seguida de D-L con un crecimiento de 130,1 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ x 1000, y finalmente, D-S con una ganancia de

88,6 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ x 1000. Esto representa un incremento con respecto a la parcela CP del 80%, 87,4% y 86,4% para D-S, D-O y D-L, respectivamente (Fig. 11).

Estos resultados están en consonancia y han sido corroborados con los obtenidos por autores como Francaviglia et al. (2019), que muestran cómo la aplicación de enmiendas orgánicas ha contribuido a un incremento de la CSR x 1000 en cultivos leñosos mediterráneos de hasta 80 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ x 1000, siendo hasta 1,5 veces superior (76% superior) respecto a CT, superando incluso este objetivo con rangos de hasta 540 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ x 1000.

Otro factor a considerar es el efecto de la duración del experimento sobre el CSR x 1000. En nuestro caso de estudio, este CSR x 1000 disminuiría en los próximos años. Esta hipótesis es apoyada por autores como Vicente-Vicente et al. (2016), quienes demostraron en su estudio que la tasa de almacenamiento de C con prácticas de manejo sostenible era mayor en los primeros años en comparación con los siguientes.

Por tanto, estos resultados fueron poderosamente clarificadores, ya que pusieron de manifiesto el gran potencial de secuestro de C de los suelos mediterráneos en zonas de OG. Gestionadas adecuadamente, podrían convertirse en importantes reservorios de C. Sin embargo, para fomentar este potencial y lograr incrementos significativos en el almacenamiento de SOC a escala global, es necesario tener en cuenta las condiciones edafoclimáticas de estas zonas y aplicar prácticas de gestión sostenibles y eficientes como la implantación de cubiertas vegetales, la MT o la aplicación de residuos de cultivos. Esta investigación y otras futuras deberían servir de base a los responsables políticos a la hora de elaborar estrategias de la UE, como las estrategias 2030 y 2050 (Panagos et al., 2022), para evaluar la contribución real de las zonas mediterráneas a la mitigación del cambio climático.

4.2.3.5. Efecto de la gestión en el SOC-S y su influencia en el CO_{2-eq} almacenado en el suelo

Uno de los objetivos de la Estrategia del Suelo de la UE para 2030 (UE, 2021) es alcanzar una eliminación neta de gases de efecto invernadero de 310 millones de Mg CO_{2-eq} al año para el uso del suelo, el cambio de uso del suelo y el sector forestal, especialmente en suelos minerales. En este sentido, los suelos mediterráneos podrían jugar un papel esencial debido a su capacidad para almacenar SOC (Galán-Martín

et al., 2022). Por lo tanto, el cultivo de C en suelos OG será esencial para alcanzar los objetivos de neutralidad de C.

Es importante destacar que en los 3 años de experimentación (2018-2021) en los primeros 30 cm del suelo se encontró un incremento medio de SOC-S de 4,08 Mg ha⁻¹ (Tabla 1). Esta cantidad, trasladada a CO_{2-eq} y⁻¹, implicaría un incremento medio del CO_{2-eq} y⁻¹ de 4,99 Mg ha⁻¹, y variando entre 7,96, 4,48 y 2,52 Mg ha⁻¹ para D-S, D-O y D-L respectivamente (Tabla 1). Estos resultados están en línea con los obtenidos por González-Sánchez et al. (2012) y Vicente-Vicente et al. (2016) para diferentes meta-análisis, encontrando en promedio incrementos de SOC-S de 1,6 Mg ha⁻¹ y⁻¹ (5,9 Mg ha⁻¹ y⁻¹ de CO_{2-eq} y⁻¹) en OG con manejo de cobertura vegetal (vegetación natural espontánea) con MT en comparación con CT (labranza con herbicidas).

Nuestros resultados mostraron que el cambio de gestión (MT frente a CT) aumentó la capacidad del suelo para actuar como sumidero de CO₂ debido a que la CT aceleró las tasas de descomposición de la SOM (Balesdent et al. 2000), mientras que la MT redujo esta descomposición. Sin embargo, no hay que olvidar que los aportes de MO son la principal fuente de reservas de C del suelo (Vesterdal y Leifeld 2007). En esta investigación, las diversificaciones junto con la cubierta espontánea aportaron restos vegetales al suelo. Además, el mantenimiento de cultivos de cobertura no sólo aumenta el SOC debido a la adición de OC de los residuos vegetales, sino que también reduce la erosión hídrica (González-Sánchez et al., 2012; Vicente-Vicente et al., 2016).

Estos resultados indicaron que el cambio en la gestión del suelo en los OG mediterráneos puede vincularse a "soluciones basadas en la naturaleza", lo que constituye un gran potencial para contribuir al objetivo de neutralidad climática de la UE comprometido en el Green Deal y la transición hacia economías circulares sostenibles.

4.2.4. Conclusiones

Esta investigación se centró en cuantificar cómo, a corto plazo, la implantación en los olivares de cultivos en callejones, tales como *Crocus sativus*, *Vicia sativa* y *Avena sativa* en rotación y *Lavandula x intermedia* con MT, podría afectar por un lado a las propiedades y calidad del suelo y, por otro, a la viabilidad de estas prácticas para estos suelos para alcanzar el objetivo 4%.

Este cultivo en callejón no contribuyó a aumentar el rendimiento del olivar ni la productividad global del agroecosistema. Sin embargo, después de 3 años con esta estrategia de sistema de cultivo, el contenido de SOC superficial aumentó, sin diferencias significativas en SOC-S en comparación con el monocultivo. En cuanto al TN, el aumento sólo se observó en el monocultivo debido a la fertilización. En las parcelas diversificadas, el efecto fue el contrario debido a la falta de fertilizantes y al efecto del bajo desarrollo de las cubiertas vegetales. El cambio en el manejo a MT, junto con la diversificación + cubierta espontánea, no supuso un aumento de la calidad del suelo como demostró el índice SR, por lo que sería necesario estudiar la evolución de este índice en profundidad del suelo. Sin embargo, se observó que el efecto de la cubierta vegetal mixta (cultivos intercalados + cubierta espontánea) en las tres parcelas diversificadas fue la causa del cumplimiento de los objetivos marcados en la iniciativa 4‰ de secuestro de C por parte de estos suelos. Este cambio de gestión del suelo puso de manifiesto la extraordinaria capacidad de los suelos de olivar para convertirse en grandes sumideros de C debido a la capacidad del suelo para eliminar una gran cantidad de CO₂-eq.

Sin embargo, aunque los resultados fueron favorables y mostraron tendencias generalmente positivas, se necesita más tiempo para demostrar si estas prácticas tuvieron un impacto potencial positivo y son eficaces para el secuestro y almacenamiento de C y N y para mejorar la calidad del suelo en los olivares de la cuenca mediterránea. Se necesitan programas de seguimiento a largo plazo para proporcionar datos fiables sobre estas mejoras, ya que los cambios en el suelo son un proceso largo. Así pues, estos resultados podrían animar a agricultores, gestores de tierras y responsables de la toma de decisiones a adoptar el cultivo en callejones como práctica sostenible para mejorar la producción de cultivos y la calidad del suelo sin efectos medioambientales adversos.

4.2.5. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el proyecto de la Comisión Europea Horizonte 2020 Diverfarming (Diversificación de cultivos y agricultura de bajos insumos en Europa: del compromiso de los profesionales y los servicios ecosistémicos al aumento de los ingresos y la organización de la cadena de valor), acuerdo de subvención 728003.

4.3. ¿Puede la diversificación de cultivos a corto plazo reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en un olivar mediterráneo de secano?

4.3.1. Introducción

Es bien sabido que los suelos desempeñan un papel fundamental en la regulación del agua, los ciclos de nutrientes y la biodiversidad mundial (Stolte et al., 2016; Panagos et al., 2019). Además, los suelos son el segundo mayor reservorio de carbono (C) de la Tierra y pueden sostener la producción agrícola (Borrelli et al., 2020). Sin embargo, sus funciones y servicios se ven amenazados por la mala gestión llevada a cabo (por ejemplo, monocultivos y mecanización intensiva) (Morugán-Coronado et al., 2020). Esta situación aumenta su degradación con consecuencias dramáticas para la productividad (Ferreira et al., 2022). En la Unión Europea (UE), el 60-70% de los suelos están degradados como consecuencia de prácticas insostenibles de gestión agrícola (CE, 2020b), lo que conlleva efectos ambientales adversos, impactando en la erosión del suelo, disminuyendo la biodiversidad y aumentando las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Son responsables del 23% de las emisiones antropogénicas globales de GEI (periodo 2007-2016: agricultura, silvicultura y otros usos del suelo) (Xiao et al., 2018; Li et al., 2018; IPCC, 2019), sin olvidar las pérdidas de C por erosión del suelo ($1,1 \text{ Pg C y}^{-1}$) (Lal et al., 2021).

En el área mediterránea, el cultivo del olivo es uno de los más importantes, representando el 67% de la producción mundial de aceite de oliva (Eurostat, 2019). Sin embargo, esta región también es vulnerable a la degradación del suelo (Lahmar y Ruellan, 2007), principalmente debido a la reducción de la materia orgánica (MO) del suelo y a los mayores niveles de erosión (Panagos et al., 2020; Aguilera-Huertas et al., 2022) debido a la intensificación de la agricultura (Bourlion y Ferrer, 2018; IPCC, 2019).

La labranza convencional (CT) puede aumentar las emisiones de GEI debido a la reducción de la rotación, el suelo desnudo y la labranza intensiva frecuente (FAO, 2017; Zornoza et al., 2018). Por lo tanto, los suelos agrícolas del entorno mediterráneo pueden convertirse en una fuente de emisiones de GEI, aunque tienen un potencial considerable para ser sumideros de C (Cerdà et al., 2010; Aguilera-Huertas et al., 2022). Por lo tanto, la implementación de sistemas de cultivo sostenibles es esencial para fomentar el potencial de los suelos agrícolas para convertirse en grandes sumideros de C (Chabbi et al., 2017). Según Morugán-Coronado et al. (2020), la diversificación de cultivos se encuentra entre los manejos sostenibles agrícolas más aceptados. En olivares (OO), esta estrategia es favorable para disminuir las emisiones de GEI, aumentar el almacena-

miento de C del suelo, reducir las pérdidas de suelo y agua y la productividad a través de la biomasa perenne (Kay et al., 2019; Xu et al., 2019). Esto se puede lograr disminuyendo las prácticas de labranza y plantando cultivos en los callejones (Zikeli y Gruber, 2017). Por lo tanto, esta investigación es novedosa ya que explica cómo a diversificación de cultivos afecta a los suelos agrícolas. Esta estrategia podría servir de referencia para revertir una situación tan desfavorable como la actual. Contribuiría a establecer nuevas estrategias de gestión sostenible del suelo a nivel global, mejorando la salud del suelo, su calidad y su papel en el cambio climático. Como hipótesis de partida, se propuso que el cultivo de azafrán, avena, rotación de veza y lavanda en el OO, asociado a la estrategia de mínimo laboreo (MT), reduciría las emisiones de CO₂, N₂O y CH₄ del suelo.

El objetivo de este estudio era evaluar si el cultivo en callejones con diversificación de cultivos como *Crocus sativus*, *Vicia sativa* y *Avena sativa* en rotación y *Lavandula x intermedia* puede contribuir a corto plazo a disminuir las emisiones de CO₂, N₂O y CH₄ en un OO de secano mediterráneo.

4.3.2. Material y métodos

4.3.2.1. Zona de estudio

La zona de estudio se caracteriza por una altitud media de 541 m.s.n.m., que oscila entre 530 y 593 m.s.n.m. (metros sobre el nivel del mar), con una orientación S-SW y un relieve moderado con pendientes no muy pronunciadas, que varían entre el 1% y el 6%. El clima es mediterráneo, con un gran contraste térmico durante las diferentes estaciones. La precipitación media es de 493 mm (el mes más lluvioso es diciembre, con 75 mm, y el menos lluvioso agosto, con 2 mm). La temperatura media anual es de 17,1°C, con la máxima en agosto (46,2°C) y la mínima en enero (-7,8°C), la humedad relativa es del 59%, y la insolación es de 237 h mes⁻¹ (según (AEMET, 2020)). Los suelos se clasifican como Cambisoles Calcáreos según la IUSS (FAO-ISRIC-ISSS, 2015) y se caracterizaron en la fase preoperacional como suelos arcillosos (72% de arcilla), con altas tasas de erosión y bajos valores de materia orgánica (MO), es decir, encontramos suelos degradados de baja calidad.

4.3.2.2. Detalles experimentales

Este estudio se llevó a cabo en una finca experimental de olivar de secano con una superficie de 10 ha y un marco de plantación de 12 m x 12 m en Torredelcampo (Jaén-España) (37°51'0,81'' N - 3°51'55,26'' O) (Fig. 1) durante el periodo 2020-2021. El diseño experimental incluyó el cambio de gestión de la tierra y la diversificación de cultivos. Se establecieron cuatro parcelas experimentales con una superficie de 2000 m² formadas por tres filas de olivos. El manejo original de la finca era CT, caracterizado por fertilización mineral, aplicada en años alternos una vez recolectada la aceituna (100 kg ha⁻¹ de urea (46% N)); cada dos años, se podaban los olivos, y se añadían al suelo restos de poda triturados (6 Mg ha⁻¹); después, se utilizaba una grada de discos (25 cm), y a continuación un pase de cultivador para disminuir el tamaño de los terrones en verano. Por último, se añadió herbicida para controlar la vegetación y las malas hierbas en otoño. Al principio del experimento, se establecieron nuevas parcelas plantando tres diversificaciones de cultivos.

Los tratamientos ensayados fueron: i) Vicia sativa (veza) y Avena sativa (avena) en rotación (D-O) con un cultivo anual y con una dosis de semilla de 120 kg ha⁻¹ y 140 kg ha⁻¹ respectivamente, ii) Crocus sativus (azafrán) (D-S), sembrado una vez con una dosis de semilla de 2.000 kg ha⁻¹, y iii) Lavandula x intermedia (lavandín) (D-L), con 12.000 plantas ha⁻¹. Estas diversificaciones se establecieron en el centro de los callejones OO. En el caso del azafrán, la avena y la veza se plantaron a una distancia de 4,5 m del tronco del olivo. En el caso del lavandín, la distancia al tronco fue mayor (5,5 m) porque la diversificación es perenne y había que permitir el paso de la maquinaria durante la recolección de la aceituna.

Las diversificaciones se llevaron a cabo siguiendo las sugerencias de los interesados y las condiciones ambientales de la zona de estudio. En las parcelas de diversificación, el manejo incluyó la poda de los olivos y la incorporación de los residuos al suelo y la escarda mecánica sin aplicar riego, fertilizantes ni herbicidas y con MT a una profundidad de 10 cm para el semillero, que se realizó manualmente. Las diversificaciones pueden haberse visto afectadas por la fauna local (p. ej., conejos) que utilizaba las semillas y los pequeños brotes como alimento. El cambio de gestión hacia la MT y la falta de aplicación de herbicidas permitieron el crecimiento espontáneo de la vegetación. Así, se obtuvo una cubierta vegetal mixta, que se desarrolló en mayor medida en la parcela de Crocus sativus y en la parcela de Vicia sativa y Avena sativa en rotación, en comparación con la parcela de Lavandula x intermedia. Sin embargo, su desarrollo en esta parcela también fue significativo. Durante este periodo, se desarrolló un mayor porcentaje de cubierta en las parcelas D-S y D-O. La razón de una menor tasa de cobertura de

callejones en D-L es, por un lado, la menor cobertura superficial debido a la necesidad de permitir el paso de la maquinaria durante la recolección de la aceituna, y por otro, porque la lavandina era una cubierta perenne sin restos vegetativos.

4.3.2.3. Mediciones de gases de efecto invernadero en el suelo

CO₂, N₂O, y CH₄ se realizaron mediciones por triplicado en todos los tratamientos desde el 09/01/2020 hasta el 22/07/2021 entre las 9:00 y las 11:00. Se realizaron tres mediciones por parcela (Fig. 1), nueve mediciones por tratamiento y 36 mediciones por día. Medimos las emisiones de GEI durante 50 días durante el periodo indicado, en un total de 1800 mediciones en todas las parcelas. Utilizando la técnica de cámara de gas dinámica, seguimos la metodología desarrollada por Álvaro-Fuentes et al. (2019).

Las cámaras eran de acero no oxidable, con un diámetro de 7,5 cm y una altura de 20 cm. Se montaron sobre una base de acero no oxidable que se introdujo aleatoriamente en el suelo desnudo a una profundidad de 15 cm entre dos olivos en CP y entre diversificaciones en D-S, D-O y D-L equidistantes de todos los ejemplares en todos los casos y a una distancia mínima de 2,5 m del árbol. Las tasas de emisión de N₂O, CO₂ y CH₄ se expresaron como la diferencia entre la cuantificación al final y al principio del periodo de medición dividida por el tiempo. La temperatura del suelo (T) y la humedad del suelo (M) se midieron utilizando un ProCheck, y se insertaron sensores 5TM (Decagon Devices, EE.UU.) a 10 cm de profundidad adyacentes al lugar donde se realizaron las mediciones de GEI.

4.3.2.4. Análisis estadísticos

Antes del análisis de los datos, éstos se sometieron a una evaluación de la normalidad mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Se consideró la distribución de Gauss para comprobar la normalidad de los datos a $p > 0,05$. La interacción entre TIEMPO x GESTIÓN se evaluó mediante un análisis ANOVA de dos vías. Se aplicó un análisis post hoc de Tukey si se detectaban diferencias significativas a una $p < 0,05$. Los análisis estadísticos se realizaron con SigmaPlot v14.0 (San Jose, CA, EE.UU.). Los gráficos se elaboraron con Plotly chart studio online (v5.13.1).

4.3.3. Resultados y discusión

4.3.3.1. Evolución de la temperatura y la humedad del suelo e índices de emisión de gases de efecto invernadero

La T del suelo siguió un patrón similar durante el periodo de estudio en todos los manejos (Fig. 2-A). Las temperaturas más bajas se obtuvieron entre enero y abril y las más altas en junio y julio. Entre los diferentes manejos (Fig. 2-B), se pudo observar como las parcelas D-O (18,6 °C) y D-L (19,1 °C) mostraron los valores de T más altos significativamente ($p < 0,05$) respecto a CP. En cuanto a la M del suelo, el patrón fue opuesto al observado en T. Los valores más altos de M se identificaron entre enero y abril y los más bajos entre junio y julio (Fig. 3-A). Se pudo observar como el cultivar en callejones D-S contribuyó significativamente ($p < 0,05$) a un incremento en M (16.2 %) con respecto a CP (Fig. 3-B).

Estas variaciones significativas observadas en los valores de T y M de las parcelas de diversificación con respecto a CP demuestran que la cubierta vegetal influye en gran medida en estos dos parámetros. Rasmussen (1999) demostró que el grado de cobertura del suelo y su desarrollo influyen en gran medida en retener el agua en el suelo y evitar la evapotranspiración por la acción radicular de las plantas, consiguiendo así mayores valores de M y menores valores de T.

Por tanto, en base a nuestros resultados, podemos corroborar que el aumento de M sólo en la parcela D-S y la elevada T observada en D-O y D-L se deben a que en D-S es donde se desarrolló la mayor cantidad de cubierta mixta (Diversificación + cubierta espontánea), y en D-O y D-L la menor cantidad. Las causas de este desarrollo son, por un lado, las condiciones semiáridas de la zona, que dificultaron el desarrollo del dosel. Por otro, la necesidad de trabajar mínimamente el suelo para sembrar las semillas de avena y veza (D-O) y permitir el paso de la maquinaria durante la recolección de la aceituna en la parcela de lavandín (D-L), que era una cubierta perenne. De este modo, se eliminó la cubierta existente desarrollada en estas parcelas, por lo que la cantidad de cubierta fue menor, dando lugar a valores de T más elevados al quedar el suelo prácticamente desprovisto de vegetación.

En cuanto a las tasas de emisión de CO₂, todas las gestiones siguieron el mismo patrón durante la primera parte del periodo. Sin embargo, se observó un aumento de las emisiones en D-S y D-O entre enero y abril de 2021 (Fig. 4-A). Estas tasas de emisión se vieron significativamente afectadas por la gestión. Fueron, en promedio, significativamente mayores en D-S (385,2 mg CO₂ m⁻² h⁻¹) y D-O (335,2 mg CO₂ m⁻² h⁻¹) (Fig. 4-B), sin diferencias significativas en D-L con respecto a CP (238,1 mg CO₂ m⁻² h⁻¹).

Estas diferencias significativas entre CP y D-S, D-O ponen de manifiesto que el cambio de gestión contribuiría a aumentar las emisiones de CO₂ en este OO de secano de la región mediterránea. Sin embargo, los resultados obtenidos difieren de la hipótesis

inicial, en la que se esperaba que la cubierta vegetal contribuyera a una disminución del CO₂ debido a varios factores.

En primer lugar, aunque el manejo realizado en CP ha sido el laboreo frecuente con rotura de agregados del suelo, aceleración de la descomposición de la MO e incorporación de residuos (Pramanik y Phukan, 2020), lo que ha contribuido a las emisiones de CO₂, se ha observado que el cambio al mínimo laboreo también ha provocado un aumento de la compactación del suelo en la zona de estudio (González-Rosado et al., 2022), lo que incrementa el movimiento de gases (Pengthamkeerati et al., 2006), aumentando las emisiones de D-S y D-O. Además, según Zornoza et al. (2018), la M del suelo aumenta y potencia las emisiones de CO₂ en parcelas de diversificación.

También, se ha encontrado que las emisiones de CO₂ en suelos de zonas áridas aumentan con la disminución de la temperatura media (Dacal et al., 2019). En base a esto, se observó que entre enero y abril se obtuvieron los valores más bajos de temperatura y los más altos de humedad en estas parcelas, coincidiendo con las mayores tasas de emisión de CO₂.

Otro factor a considerar es el efecto de la incorporación de restos de poda en los callejones y la presencia de un alto porcentaje de cubierta mixta (espontánea + diversificación), que fue mayor en D-S y D-O a pesar de la presencia de fauna local como conejos, que dificultaron el desarrollo del cultivo diversificado, coincidiendo con las mayores tasas de emisión de CO₂ en estas dos parcelas. Esto se debe a un mayor aporte de C al suelo desde la cubierta (Poeplau y Don, 2015), aumentando la actividad metabólica de la microflora y la respiración de las raíces de las plantas, en las que se genera principalmente este gas (Sanz-Cobena et al., 2014), incrementando así las emisiones de CO₂. Este tipo de mulching también incrementa indirectamente las emisiones de CO₂ al aumentar la materia orgánica, la porosidad y el contenido de agua del suelo (Parkin et al., 2016). Sin embargo, el menor desarrollo de cubierta espontánea en D-L contribuyó a que las tasas de emisión de CO₂ en esta parcela no aumentaran significativamente respecto a CP.

La inclusión de cultivos diversificados y el desarrollo de cubierta exponencial potencian la actividad radicular, la rizodeposición y la descomposición microbiana del suelo de nuevas fuentes de materia orgánica lábil (D'Acunton et al., 2018; Sánchez-Navarro et al., 2022). Así, en D-S y D-O, el crecimiento de más vegetación y, en consecuencia, de sus raíces propiciaría una mayor actividad microbiana de enzimas del suelo (como β -1,4-glucosidasa, leucina aminopeptidasa, β -1,4-N-acetilglucosaminidasa y fosfatasa), hecho que aceleraría la descomposición de C en el suelo, contribuyendo a aumentar

las emisiones de CO₂ (Yu et al., 2020). Centrando la atención en el N₂O, las tasas de emisión al suelo de este gas siguieron el mismo patrón para todos los manejos a lo largo del periodo estudiado (Fig. 5-A), sin observarse diferencias significativas entre ellos y con emisiones medias de 0,002 mg N₂O m⁻² h⁻¹ (CP), 0,007 mg N₂O m⁻² h⁻¹ (D-S), 0,001 mg N₂O m⁻² h⁻¹ (D-O) y -0,002 mg N₂O m⁻² h⁻¹ (D-L) (Fig. 5-B).

De forma similar, las tasas de emisión de CH₄ también siguieron el mismo patrón en todos los manejos del suelo durante el estudio (Fig. 6-A), y no se obtuvieron variaciones significativas entre ellos, obteniéndose unas emisiones medias de -0,2 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ (CP), 0,1 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ (D-S), 0,2 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ (D-O) y 0,2 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ (D-L) (Fig. 6-B).

Estos resultados muestran que, aunque cabría esperar que el aumento de la cobertura vegetal y la exudación radicular afectaran a las emisiones de N₂O y CH₄ de los suelos diversificados (D-S, D-O y D-L) en relación con el CP (Waldo et al., 2019), apenas variaron entre tratamientos. Según una publicación reciente, los cultivos de cobertura reducen la lixiviación de N y aumentan el secuestro de C, pero no tienen un efecto significativo sobre las emisiones de N₂O y CH₄ (Abdalla et al., 2019). Por lo tanto, la implementación de estas diversificaciones de cultivos + cultivos de cobertura espontáneos no ha aumentado las emisiones de estos gases. Esto puede deberse a que las plantas tienden a aumentar la oxidación de CH₄ por bacterias metanotróficas (Bodelier y Laanbroek, 2004) y a secuestrar formas móviles de N por la biomasa, utilizándolo de forma más eficiente y reduciendo la concentración de N mineral del suelo disponible para la producción de N₂O (Zhong et al., 2009; Thomson et al., 2012; Sanz-Cobena et al., 2017; Wolz et al., 2018). Por lo tanto, las cubiertas vegetales podrían haber ayudado a retener el N en el suelo, que seguiría estando disponible para la oxidación del CH₄, explicando así las bajas emisiones y variaciones de estos dos gases en las parcelas de diversificación.

Además, no hubo evidencias claras del efecto directo del laboreo sobre los cambios en las emisiones de estos gases (Figs. 5-B y 6-B) ya que, como se pudo observar, las emisiones en CP fueron similares a las obtenidas en D-S, D-O y D-L. Según Dusenbury et al. (2008) y Ussiri et al. (2009), el hecho de que no se observaran diferencias significativas en las emisiones de N₂O y CH₄ en CP respecto a las parcelas de diversificación se debe a las condiciones semiáridas de estas zonas (mediterráneas), lo que se traduce en un contenido de humedad similar entre los distintos sistemas de manejo. Además, Rochette et al. (2008) y Plaza-Bonilla et al. (2013) atribuyen estas emisiones similares a los cambios en la estructura del suelo causados por el laboreo convencional (CT), que afectan a la aireación del suelo. Según Ussiri et al. (2009), las bacterias oxidantes son

susceptibles a la alteración del suelo por la labranza, que reduce su estabilidad estructural y promueve micrositios anaeróbicos en el suelo, impidiendo que aumenten las emisiones de N_2O y CH_4 .

Además, nuestros resultados fueron corroborados por Téllez-Río et al. (2015). No encontraron diferencias significativas en las emisiones de N_2O y CH_4 entre CT y cultivos diversificados. Hüppi et al. (2022) tampoco observaron diferencias significativas en las emisiones de CH_4 en un viñedo con cultivos intercalados. Sin embargo, Grave et al. (2018) han informado de mayores emisiones de N_2O en suelos no labrados que en suelos labrados convencionalmente, probablemente debido a la restricción de la aireación del suelo.

Por lo tanto, aunque los cultivos de cobertura aumentaron las emisiones de CO_2 en comparación con el suelo desnudo, no afectaron a las emisiones de N_2O y CH_4 . Sin embargo, tienen efectos beneficiosos sobre el suelo, el secuestro de C y otros parámetros conocidos de la salud del suelo y la calidad ambiental, y pueden mejorar significativamente el balance de GEI a largo plazo.

4.3.4. Implicaciones para la gestión

Los resultados obtenidos en este trabajo muestran que es necesario un periodo más prolongado para evaluar el efecto real de la implantación de cubiertas vegetales en los callejones de un olivar tradicional en condiciones de secano. De esta forma, se podría observar si las variaciones producidas en las emisiones de GEI son reales y mantienen la misma tendencia a lo largo de los años una vez que las cubiertas están bien establecidas ya que los cambios en el suelo son a largo plazo. Sánchez-Navarro et al. (2023) también apoyan esta afirmación, resaltando la necesidad de programas de seguimiento a largo plazo para comprobar el efecto real de la implantación de diversificaciones de cultivos sobre el suelo.

Así, aunque a corto plazo se ha observado que el cambio de manejo hacia el mínimo laboreo y la implantación de cultivos en callejones influye en gran medida en un aumento de las emisiones de CO_2 , a más largo plazo, este mismo cambio de manejo podría contribuir a una disminución de las emisiones y al secuestro en el suelo. Por lo tanto, los responsables políticos y los planificadores del territorio deberían fomentar estas prácticas para hacer frente a las actuales barreras culturales y sociales que dificultan su adopción, basándose en pruebas científicas sólidas. Los suelos mediterráneos podrían aumentar su producción y proporcionar servicios ecosistémicos como

la biodiversidad, el secuestro y almacenamiento de C y la reducción de emisiones de GEI, convirtiéndose en importantes sumideros y contribuyendo así a la mitigación del cambio climático. Por ello, con este trabajo pretendemos aportar datos científicos sobre estrategias agronómicas que puedan promover el papel de los suelos en la consecución de la neutralidad climática.

4.3.5. Conclusiones

La aplicación de diversificaciones de cultivos contribuyó a aumentar la M del suelo en D-S y la T del suelo en D-O y D-L debido a la cantidad de cubierta vegetal y a su grado de desarrollo. En general, las emisiones de CO₂ aumentaron a corto plazo en D-S y D-O debido al tipo de gestión con callejones cubiertos de plantas frente a callejones desnudos (CP). En este aumento de las emisiones de CO₂ también podrían haber influido factores como la aplicación de restos de poda y la actividad microbiológica del suelo. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas en las emisiones de N₂O y CH₄ entre manejos. Esto se debe probablemente a que el CT rompe la estructura del suelo y afecta a su aireación en la CP. Las cubiertas (D-S, D-O y D-L) tienden a aumentar la oxidación del CH₄ y a reducir la concentración de N mineral del suelo disponible para la producción de N₂O. Así, estos resultados muestran que a corto plazo, esta gestión sostenible del suelo no ha reducido las emisiones de GEI en nuestro estudio.

Por lo tanto, una evaluación a largo plazo demostraría que esta práctica de diversificación con *Crocus sativus*, *Vicia sativa* y *Avena sativa* en rotación y *Lavandula* x intermedia es eficaz en esta zona mediterránea una vez que las diversificaciones están bien establecidas. Sin embargo, esto requiere establecer programas de seguimiento a largo plazo para obtener datos fiables y corroborados, ya que los cambios que se producen en los suelos son a largo plazo.

4.3.6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el proyecto de la Comisión Europea Horizonte 2020 Diverfarming (Diversificación de cultivos y agricultura de bajos insumos en Europa: del compromiso de los profesionales y los servicios ecosistémicos al aumento de los ingresos y la organización de la cadena de valor), acuerdo de subvención 728003.

5. Conclusiones

En base a los resultados obtenidos a partir de las investigaciones desarrolladas durante la tesis doctoral, se ha llegado a las siguientes conclusiones:

1) Tras 15 años, el CT intensivo llevado a cabo en la zona de estudio, ha provocado un importante proceso de descarbonización del suelo de olivar de secano, produciéndose pérdidas en los reservorios de C (tanto de SOC como de SOC-S).

2) De igual forma, se ha evidenciado que este manejo a largo plazo ha impedido el cumplimiento por parte de estos suelos de los objetivos de secuestro marcados por la iniciativa 4‰.

3) El CT afecta significativamente a la distribución de los agregados en la zona de estudio descomponiendo los macroagregados del suelo y desplazando el tamaño de los agregados hacia partículas más pequeñas (microagregados) donde se produce un aumento del SOC.

4) El CT en olivar tradicional de secano aumenta la capacidad de secuestro y estabilización de C (fracción de $<20\ \mu\text{m}$) por parte de estos suelos a largo plazo.

5) En el corto plazo, el cambio de manejo de CT a MT con la introducción de diversificaciones durante 3 años, muestra variaciones significativas en el rendimiento y la productividad del cultivo principal en las parcelas de estudio, con un descenso de la cosecha de aceituna en la primera campaña de recolección y una tendencia a la estabilización en las campañas posteriores.

6) Sin embargo, las cubiertas vegetales, derivadas de la implantación de la diversificación junto con la cubierta vegetal espontánea, provocan un incremento del SOC superficial, aunque el TN es menor en estas parcelas debido a la falta de fertilizantes y al escaso desarrollo de las cubiertas vegetales por las condiciones climáticas de la zona.

7) No se observan diferencias significativas en el índice de estratificación del SOC ni en el índice de estratificación del TN, por lo que a corto plazo el manejo

con MT y diversificaciones no ha producido una mejora en la calidad del suelo, siendo necesario estudiar la evolución de este índice en detalle.

8) En el corto plazo, este cambio de gestión y abandono del CT, por un lado, provoca la consecución de los objetivos marcados por la iniciativa 4‰ con elevados incrementos en las tasas de SOC-S por parte de estos suelos, y, por otro lado, pone de manifiesto la extraordinaria capacidad de estos suelos de olivar para convertirse en grandes sumideros de C al eliminar una gran cantidad de CO₂-eq.

9) Sin embargo, a corto plazo, estas diversificaciones de cultivos no reducen las emisiones de CO₂ por parte del suelo, aunque provoca un incremento en la humedad del suelo y una disminución de su temperatura.

Por tanto, aunque los resultados muestran que este cambio en el manejo del suelo genera tendencias generalmente positivas en sus propiedades, se necesita un periodo más largo de tiempo para demostrar si estas prácticas tienen un impacto potencial positivo para mejorar la calidad del suelo y aportar una mayor cantidad de SE en los olivares de la cuenca mediterránea.

Estos resultados podrían animar a agricultores, gestores de tierras y responsables de la toma de decisiones a adoptar el cultivo en callejones como práctica sostenible para mejorar la producción y la calidad del suelo de olivares de secano sin efectos medioambientales adversos.

6. Biografía

Abbas, F., Hammad, H., Ishaque, W., Farooque, A., Bakhat, H., Zia, Z., Farhad, S., Farhad, W., Cerdá, A., 2020. A review of soil carbon dynamics resulting from agricultural practices. *J. Environ. Manag.* 268, 110319. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110319>

Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R. M., Smith, P., 2019. A Critical Review of the Impacts of Cover Crops on Nitrogen Leaching, Net Greenhouse Gas Balance and Crop Productivity. *Glob. Change Biol.* 25, 2530–2543. <https://doi.org/10.1111/gcb.14644>

AEMA – Agencia Europea del Medio Ambiente, 2015. El suelo y el cambio climático. <http://www.eea.europa.eu/es/senales/senales-2015/articulos/el-suelo-y-elcambio-climatico>

AEMET - Agencia Estatal de Meteorología, 2020. Standard climate values - period: 1983–2010. Last accessed (06/02/2023). <http://www.aemet.es/en/servicios-climaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos?l=5270B&k=and>

AEMET—Agencia Estatal de Meteorología. Standard Climate Values Period: 1983–2020. 2020. Available online: <http://www.aemet.es/en/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos?l=5270B&k=and> (accessed on 23 February 2023).

Aguilera-Huertas, J., Lozano-García, B., González-Rosado, M., Parras-Alcántara, L., 2021. Effects of Management and Hillside Position on Soil Organic Carbon Stratification in Mediterranean Centenary Olive Grove. *Agronomy*, 11(4), 650. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040650>

Aguilera-Huertas, J., Parras-Alcántara, L., González-Rosado, M., Lozano-García, B., 2022. Medium-term evaluation of the 4‰ initiative, soil organic carbon storage and stabilisation in a Mediterranean rainfed olive grove under conventional tillage: A case study. *Environ. Res.* 114382. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114382>

Aguilera-Huertas, J., Parras-Alcántara, L., González-Rosado, M., Lozano-García, B., 2022. What Influence Does Conventional Tillage Have on the Ability of Soils to Sequester Carbon, Stabilise It and Become Saturated in the Medium Term? A Case Study in a Traditional Rainfed Olive Grove. *Sustainability*, 14, 7097. <https://doi.org/10.3390/su14127097>

Ahmadipour, S., Arji, I., Ebadi, A., Abdossi, V., 2018. Physiological and biochemical responses of some olive cultivars (*Olea europaea* L.) to water stress. *Molecular and Cellular Biology*, 64, 20–29. <https://doi.org/10.14715/cmb/2017.64.15.4>

Álamo, G. M., Padrón, L. A., Aznárez, J. J., Maeso, O., 2015. Structure-soil-structure interaction effects on the dynamic response of piled structures under obliquely incident seismic shear waves. *Soil Dynamics and Earthquake Engineering*, 78, 142–153. <https://doi.org/10.1016/j.soildyn.2015.07.013>

Alcántara, V., Don, A., Vesterdal, L., Well, R., Nieder, R., 2017. Stability of buried carbon in deep-ploughed forest and cropland soils-implications for carbon stocks. *Sci.Rep.* 7(1), 1–12.

Alcántara, V., Don, A., Well, R., Nieder, R., 2016. Deep ploughing increases agricultural soil organic matter stocks. *Glob. Change Biol.* 22(8), 2939–2956. <https://doi.org/10.1111/gcb.13289>

Alletto, L., Cassigneul, A., Duchalais, A., Giuliano, S., Brechemier, J., Justes, E., 2022. Cover crops maintain or improve agronomic performances of maize monoculture during the transition period from conventional to no-tillage. *Field Crops Res.* 283, 108540. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2022.108540>

Almagro, M., Díaz-Pereira, E., Boix-Fayos, C., Zornoza, R., Sánchez-Navarro, V., Re, P., Fernández, C., Martínez-Mena, M., 2023. The combination of crop diversification and no tillage enhances key soil quality parameters related to soil functioning without compromising crop yields in a low-input rainfed almond orchard under semiarid Mediterranean conditions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 345, 108320. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108320>

Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2017. The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. *Climatic Change*, 140, 33–45. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0909-y>

Álvaro-Fuentes, J., Lóczy, D., Thiele-Bruhn, S., Zornoza, R., 2019. Handbook of plant and soil analysis for agricultural systems (Version 1.0). Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.2553445>

Andersson, S., Nilsson, S. I., 2001. Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(9), 1181–1191. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00022-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00022-0)

Andreu Lara, C., Delgado, B., Ojeda Rivera, J.F. y Infante Amate, J., 2013. Los olivares andaluces y sus paisajes distintivos del mundo mediterráneo. *Revista de estudios regionales*, 96, 267-291.

Angst, G., Messinger, J., Greiner, M., Häusler, W., Hertel, D., Kirfel, K., Kögel-Knabner, I., Leuschner, C., Rethemeyer, J., Mueller, C.W., 2018. Soil organic carbon stocks in topsoil and subsoil controlled by parent material, carbon input in the rhizosphere, and microbial-derived compounds. *Soil Biol. Biochem.* 122, 19–30. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.03.026>

Aranda, V., Ayora-Cañada, M. J., Domínguez-Vidal, A., Martín-García, J. M., Calero, J., Delgado, R., ... González-Vila, F. J., 2011. Effect of soil type and management (organic vs. conventional) on soil organic matter quality in olive groves in a semi-arid environment in Sierra Mágina Natural Park (S Spain). *Geoderma*, 164(1-2), 54-63. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.05.010>

Arenas-Castro, S., Gonçalves, J. F., Moreno, M., Villar, R., 2020. Projected climate changes are expected to decrease the suitability and production of olive varieties in southern Spain. *Science of the Total Environment*, 709, 136161. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136161>

Baldock, J., & Skjemstad, J. O., 1999. Soil organic carbon/soil organic matter.

Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Res.* 53, 215–230. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104712>

Batjes, N. H., Sombroek, W. G., 1997. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. *Global change biology*, 3(2), 161-173. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1997.00062.x>

Baveye, P. C., Berthelin, J., Tessier, D., Lemaire, G., 2018. The “4 per 1000” initiative: A credibility issue for the soil science community? *Geoderma*, 309, 118–123. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2017.05.005>

Bedbabis, S., Ben Rouina, B., Boukhris, M., Ferrara, G., 2014. Effects of irrigation with treated wastewater on root and fruit mineral elements of Chemlali olive cultivar. *The Scientific World Journal*, 1–8. <https://doi.org/10.1155/2014/973638>

Ben Moussa-Machraoui, S., Errouissi, F., Ben-Hammouda, M., Nouira, S., 2010. Comparative Effects of Conventional and No-Tillage Management on Some Soil Properties under Mediterranean Semi-Arid Conditions in Northwestern Tunisia. *Soil Tillage Res.* 106, 247–253. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.10.009>

Blake, G. R., Hartge, K. H., 1986. Bulk density. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*, 5, 363-375. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c13>

Blake, G.R., Hartge, K.H., 1986. Bulk density. In: Klute (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods*, 2nd ed. ASA, SSSA, Madison, WI, pp. 377–382.

Blasi, C., Capotorti, G., Ortí, M. M. A., Anzellotti, I., Attorre, F., Azzella, M. M., ... & Zavatiero, L., 2017. Ecosystem mapping for the implementation of the European Biodiversity Strategy at the national level: The case of Italy. *Environmental Science & Policy*, 78, 173–184. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.09.002>

Bodelier, P. L. E., Laanbroek, H. J., 2004. Nitrogen as a Regulatory Factor of Methane Oxidation in Soils and Sediments. *FEMS Microbiol. Ecol.* 47, 265–277. [https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(03\)00304-0](https://doi.org/10.1016/S0168-6496(03)00304-0)

Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., ... & Caporaso, J. G., 2019. Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature biotechnology*, 37(8), 852–857. <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>

Borase, D. N., Nath, C. P., Hazra, K. K., Senthilkumar, M., Singh, S. S., Prasharaj, C. S., Singh, U., Kumar, N., 2020. Long-term impact of diversified crop rotations and nutrient management practices on soil microbial functions and soil enzymes activity. *Ecol. Indic.* 114, 106322. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106322>

Borrelli, P., Robinson, D.A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J.E., Alewell, C., Wuepper, D., Montanarella, L., Ballabio, C., 2020. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015–2070). *PNAS* 117 (36), 21994–22001. <https://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.2001403117>

Bossio, D. A., Cook-Patton, S. C., Ellis, P. W., 2020. The role of soil carbon in natural climate solutions. *Nature Sustainability*, 3. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0491-z>

Bouma, J., Montanarella, L., Evanylo, G., 2019. The challenge for the soil science community to contribute to the implementation of the UN Sustainable Development Goals. *Soil Use and Management*, 1–9. <https://doi.org/10.1111/sum.12518>.

Bourlion, N., Ferrer, R., 2018. The Mediterranean region's development and trends: framework aspects. *FAO and Plan Bleu. 2018. State of Mediterranean Forests 2018. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Plan Bleu, Marseille. Chapter 1, pp. 2–15.*

Bragg, L., Stone, G., Imelfort, M., Hugenholtz, P., & Tyson, G. W., 2012. Fast, accurate error-correction of amplicon pyrosequences using Acacia. *Nature methods*, 9(5), 425–426. <https://doi.org/10.1038/nmeth.1990>

Bremner, J.M., 1996. Total nitrogen. *SSSA Book Series No 5*. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 1085–1086

Brouwer, R., Brander, L., Kuik, O., Papyrakis, E., Bateman, I., 2013. A synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB. TEEB follow-up study for Europe. Final Report. VU University Amsterdam, pp. 1–144.

Cai, A., Tianfu, H., Ren, T., Sanderman, J., Rui, Y., Wang, B., Smith, P., Xu, M., Li, Y., 2022. Non-sustainable of no-till agriculture for soil carbon storage increase. Research Square. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1271386/v1>

Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., Holmes, S. P., 2016. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature methods*, 13(7), 581–583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>

Cambardella, C.A., Elliott, E.T., 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56, 777–783. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>

Carretta, L., Tarolli, P., Cardinali, A., Nasta, P., Romano, N., & Masin, R., 2021. Evaluation of runoff and soil erosion under conventional tillage and no-till management: A case study in northeast Italy. *Catena*, 197, 104972. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104972>

Carter, M. R., 2020. Analysis of soil organic matter storage in agroecosystems. In *Structure and organic matter storage in agricultural soils* (pp. 3–11). CRC press.

Castro, J., Fernández, O.E., Rodríguez, P.C.R., Lallena, A.M., Sierra, M., Aguilar, J., 2008. Effects of different olive-grove management systems on the organic carbon and nitrogen content of the soil in Jaen (Spain). *Soil Tillage Research*, 98, 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.10.002>

Caviglia, O.P., Wingeyer, A.B., Novelli, L. E., 2016. El rol de los suelos agrícolas frente al cambio climático. *Serie de Extensión INTA Paraná*. 78, 27–32.

Celestina, C., Hunt, J. R., Sale, P. W., Franks, A. E., 2019. Attribution of crop yield responses to application of organic amendments: A critical review. *Soil and Tillage Research*, 186, 135–145. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.10.002>

Cerdà, A., Lavee, H., Romero-Díaz, A., Hooke, J., Montanarella, L., 2010. Soil erosion and degradation on Mediterranean type ecosystems. *Land Degrad. Dev.* 21, 71–74. <https://doi.org/10.1002/ldr.968>

Chabbi, A., Lehmann, J., Ciais, P., Loescher, H.W., Cotrufo, M.F., Don, A., San Clements, M., Schipper, L., Six, J., Smith, P., Rumpel, C., 2017. Aligning agriculture and climate policy. *Nature Climate Change*, 7(5), 307–309. <https://doi.org/10.1038/nclimate3286>

Chambers, A., Lal, R., Paustian, K., 2016. Soil carbon sequestration potential of US croplands and grasslands: Implementing the 4 per Thousand Initiative

ve. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71, 68A–74A. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.3.68A>

Cháves, A.A., Rojas, L., Mora, A., 2017. Métodos de labranza conservacionista y maquinaria para la conservación de suelos en el establecimiento de plantaciones dendroenergéticas. Banco Centroamericano de Integración Económica; https://fondohondurasespana.bcie.org/fileadmin/fhe/espanol/archivos/publicaciones/Educacion_Superior/1_Metodos_Labranza_Conservacionista_Maquinaria_Dendroenerg.pdf

Chen, H., Hou, R., Gong, Y., Li, H., Fan, M., Kuzyakov, Y., 2009. Effects of 11 years of conservation tillage on soil organic matter fractions in wheat monoculture in Loess Plateau of China. *Soil Tillage Research*, 106, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.09.009>

Chen, Y., Camps-Arbestain, M., Shen, Q., Singh, B., Cayuela, M.L., 2018. The long-term role of organic amendments in building soil nutrient fertility: A meta-analysis and review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 111, 103–125. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9903-5>

Chenu, C., Angers, D.A., Barre, P., Derrien, D., Arrouays, D., Balesdent, J., 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil Tillage Research*, 118, 42–51. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>

Cheung, D. J., & Giardino, J. R., 2023. Debris flow occurrence under changing climate and wildfire regimes: A southern California perspective. *Geomorphology*, 422, 108538. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2022.108538>

Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., ... & Thornton, P., 2014. Carbon and other biogeochemical cycles. In *Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 465–570). Cambridge University Press.

Clothier, B. E., Green, S. R., Müller, K., Gentile, R., Herath, I. K., Mason, K. M., Holmes, A., 2013. Orchard ecosystem services: bounty from the fruit bowl. *Ecosystem Services in New Zealand—Conditions and Trends*, ed JR Dymond (Lincoln: Manaaki Whenua Press), 94–101.

Coleman, K., Jenkinson, D. S., Crocker, G. J., Grace, P. R., Klir, J., Körschens, M., ... & Richter, D. D., 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma*, 81(1-2), 29–44. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00079-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00079-7)

Corbeels, M., Cardinael, R., Naudin, K., Guibert, H., Torquebiau, E., 2019. The 4 per 1000 goal and soil carbon storage under agroforestry and conservation

agriculture systems in sub-Saharan Africa. *Soil Tillage Res.* 188, 16-26. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.02.015>

Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., ... & Turner, R. K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, 26, 152-158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>

Cotrufo, M. F., & Lavelle, J. M., 2022. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *Advances in agronomy*, 172, 1-66. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.11.002>

Cuartero, J., Pascual, J. A., Vivo, J. M., Özbolat, O., Sánchez-Navarro, V., Egea-Cortines, M., ... & Ros, M., 2022. A first-year melon/cowpea intercropping system improves soil nutrients and changes the soil microbial community. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 328, 107856. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107856>

Dacal, M., Bradford, M. A., Plaza, C., Maestre, F. T., García-Palacios, P., 2019. Soil microbial respiration adapts to ambient temperature in global drylands. *Nat. Ecol. Evol* 3(2), 232-238. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0770-5>

D'Acunto, L., Andrade, J.F., Poggio, S.L., Semmartin, M., 2018. Diversifying crop rotation increased metabolic soil diversity and activity of the microbial community. *Agric. Ecosyst. Environ.* 257:159–164. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.011>

Dal Ferro, N., Piccoli, I., Berti, A., Polese, R., Morari, F., 2020. Organic carbon storage potential in deep agricultural soil layers: Evidence from long-term experiments in northeast Italy. *Agric. Ecosyst. Environ.* 300, 106967. <https://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.106967>

Daryanto, S., Fu, B., Wang, L., Jacinthe, P. A., Zhao, W., 2018. Quantitative synthesis on the ecosystem services of cover crops. *Earth Sci Rev.* 185, 357-373. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.06.013>

De Leijster, V., Santos, M.J., Wassen, M.J., Ramos-Font, M.E., Robles, A.B., Díaz, M., Staal, M., Verweij, P.A., 2019. Agroecological management improves ecosystem services in almond orchards within one year. *Ecosyst. Serv.* 38, 100948 <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2019.100948>

De Oliveira Ferreira, A., Amado, T. J. C., da Silveira Nicoloso, R., de Moraes Sa, J. C., Fiorin, J. E., Hansel, D. S. S., & Menefee, D., 2013. Soil carbon stratification affected by long-term tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 133, 65-74. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.05.011>

de Torres, M. A. R. R., Carbonell-Bojollo, R. M., Moreno-García, M., Ordóñez-Fernández, R., Rodríguez-Lizana, A., 2021. Soil organic matter and nutrient

improvement through cover crops in a Mediterranean olive orchard. *Soil Tillage Res.* 210, 104977. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104977>

de Vries, W., 2018. Soil carbon 4 per mille: A good initiative but let's manage not only the soil but also the expectations. *Geoderma*, 309, 111-112.

Dewi, R. K., Fukuda, M., Takashima, N., Yagioka, A., Komatsuzaki, M., 2022. Soil carbon sequestration and soil quality change between no-tillage and conventional tillage soil management after 3 and 11 years of organic farming. *Soil Sci. Plant Nutr.* 68, 133-148. <https://doi.org/10.1080/00380768.2021.1997552>

Dexter, A. R., Richard, G., Arrouays, D., Czyż, E. A., Jolivet, C., Duval, O., 2008. Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma*, 144(3-4), 620-627. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.01.022>

Díaz Pereira, E., Martínez-Mena, M., Vente, J., Almagro Bonmatí, M., Boix-Fayos, C., 2019. Total carbon (organic and inorganic carbon) and nitrogen. In *Handbook of Plant and Soil Analysis for Agricultural Systems*; Álvaro-Fuentes, J., Lóczy, D., Thiele-Bruhn, S., Zornoza, R., Eds.; CRAI: Cartagena, Spain, Volume 1, pp. 277-280. Manual de análisis de plantas y suelos para sistemas agrícolas | Zenodo.

Dijkstra, F. A., Zhu, B., Cheng, W., 2021. Root effects on soil organic carbon: a double-edged sword. *NEPHAV*, 230(1), 60-65. <https://doi.org/10.1111/nph.17082>

Douglas, G. M., Maffei, V. J., Zaneveld, J. R., Yurgel, S. N., Brown, J. R., Taylor, C. M., ... & Langille, M. G., 2020. PICRUSt2 for prediction of metagenome functions. *Nature biotechnology*, 38(6), 685-688. <https://doi.org/10.1038/s41587-020-0548-6>

Dungait, J. A., Cardenas, L. M., Blackwell, M. S., Wu, L., Withers, P. J., Chadwick, D. R., Roland, B., Murray, J., Macdonald, J., Whitmore, P., Goulding, K. W., 2012. Advances in the understanding of nutrient dynamics and management in UK agriculture. *Sci. Total Environ.* 434, 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.029>

Durán-Zuazo, V.H., Rodríguez, B.C., García-Tejero, I.F. Gálvez Ruiz, B., Cuadros T.S., 2020. Benefits of organic olive rainfed systems to control soil groeco and runoff and improve soil health restoration. *Agronomy for Sustainable Development*, 40, 41. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00644-1>

Dusenbury MP, Engel RE, Miller PR, Lemke RL, Wallander R., 2008. Nitrous oxide emissions from a northern Great Plains soil as influenced by nitrogen management and cropping systems. *J Environ Qual.* 37,542-50. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0395>

Duval, M.E., Martínez, J.M., Galantini, J.A., 2019. Assessing soil quality indices based on soil organic carbon fractions in different long-term wheat sys-

tems under semiarid conditions. *Soil Use and Management*, 36, 71–82. <https://doi.org/10.1111/sum.12532>

E.U., 2021. EU Soil strategy for 2030. Reaping the benefits of healthy soils for people, food, nature and climate. Brussels, 17.11.2021. COM (2021) 699 final. https://environment.ec.europa.eu/publications/eu-soil-strategy-2030_en (accessed 3 March 2023)

EC, 2020b. Caring for Soil is Caring for Life. European Commission <https://doi.org/10.2777/918775>

EC, European Commission (EC), Opinion of the European Economic and Social Committee on the ‘Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on “A Roadmap to a Resource Efficient Europe”, COM (2011)571, Off. J. Eur. Union Series C, 181, 2012a, 163–168.

EC, European Commission (EC), Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – The implementation of the soil thematic strategy and ongoing activities, COM (2012)46. In: COM documents other than legislative proposals adopted by the Commission, Off. J. Eur. Union Series C, 102, 2012b, 37–38.

EC-JRC (European Commission, Joint Research Centre). Good Agricultural and Environmental Conditions (GAEC); EC, JRC: Brussels, Belgium; Disponible online: https://marswiki.jrc.ec.europa.eu/wikicap/index.php/Good_Agricultural_and_Environmental_Conditions_%28GAEC%29 (Acceso 15-02-2023).

Eisenhauer, N., A. Lanoue., T. Strecker, S., Scheu, K., Steinauer, M. P., Thakur., L. Mommer., 2017. Root Biomass and Exudates Link Plant Diversity with Soil Bacterial and Fungal Biomass. *Sci. Rep.* 7, 1–8. <https://doi.org/10.1038/srep44641>

Elliott, E.T., 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 50 (3), 627–633. <https://doi:10.2136/sssaj1986.03615995005000030017x>

Espejo-Pérez, A.J., Rodríguez-Lizana, A., Ordóñez, R., Giráldez, J.V., 2013. Soil loss and runoff reduction in olive-tree dry-farming with cover crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77(6), 2140–2148. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.06.0250>

Espinoza, Y., 2010. Effect of tillage on organic matter and soil aggregates in a maize cropped tropical agroecosystem. *Bioagro*, 22(3), 177–184.

EU soil strategy for 2030. https://environment.ec.europa.eu/publications/eu-soil-strategy-2030_en.

EU Soil Strategy for 2030. Reaping the benefits of healthy soils for people, food, nature and climate. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52021DC0699&from=EN>.

EUR-lex, 2022. Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL establishing a Union certification framework for carbon removals. https://eur-lex.europa.eu/procedure/EN/2022_394. (Acceso 18-05-2023).

European Commission, 2018. Annual activity reports. Disponible online: https://commission.europa.eu/publications/annual-activity-reports-2018_en. (Acceso 10-04-2023).

European Commission, 2022. Annual activity reports. Disponible online: https://commission.europa.eu/publications/2022-european-semester-country-reports_en. (Acceso 10-04-2023).

Eurostat, 2019. The fruit and vegetable sector in the EU - a statistical overview – Statistics. URL https://ec.europa.eu/eurostat/statisticsexplained/index.php/The_fruit_and_vegetable_sector_in_the_EU_-_a_statistical_overview (accessed 3.2.23).

Eurostat., 2019. Farm indicators by agricultural area. Retrieved from <https://ec.europa.eu/eurostat/data/database>

Fagerholm, N., Torralba, M., Burgess, P. J., Plieninger, T., 2016. A systematic map of ecosystem services assessments around European agroforestry. *Ecological Indicators*, 62, 47-65. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.016>

FAO, 2017. The future of food and agriculture: Trends and challenges, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

FAO, 2017a. Voluntary guidelines for sustainable soil management. Food and agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO, 2017b. Soil organic carbon: the hidden potential. Food and agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO, 2018. FAO Statistics, Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/news/archive/news-by-date/2018/es/>

FAO, 2019. Agricultural Statistics. URL <http://faostat.fao.org>

FAO, I. Working Group WRB, 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports*, (106).

FAO-ISRIC-ISSS, 2015. World Reference Base for Soil Resources. A Framework for International Classification, Correlation and Communication. *World Soil Resources Reports*. vol. 103 (132 p. Rome).

FAOSTAT, 2020. FAO Statistics, Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/faostat/en/>.

FAOSTAT, 2021. Disponible online: <https://www.fao.org/news/story/es/item/1438196/icode/>. (Acceso 26-04-2023)

FAOSTAT. Value of Agricultural Production. Disponible online: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/QV> (Acceso 01-03-2023).

Fernández, J. E., Alcon, F., Diaz-Espejo, A., Hernandez-Santana, V., Cuevas, M. V., 2020. Water use indicators and economic analysis for on-farm irrigation decision: A case study of a super high density olive tree orchard. *Agricultural Water Management*, 237, 106074. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106074>

Fernández-Hernández, A., Roig, A., Serramiá, N., Civantos, C.G.O., Sánchez-Monedero, M.A., 2014. Application of compost of two-phase olive mill waste on olive grove: Effects on soil, olive fruit and olive oil quality. *Waste Management*, 34(7), 1139-1147. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.027>

Fernández-Romero, M.L., Parras-Alcántara, L., Lozano-García, B., Clark, J.M., Collins, C.D., 2016a. Soil quality assessment based on carbon stratification index in different olive grove management practices in Mediterranean areas. *Catena*, 137, 449-458. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2015.10.019>

Ferreira, C. S., Seifollahi-Aghmiuni, S., Destouni, G., Ghajarnia, N., Kalantari, Z., 2022. Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Sci. Total Environ.* 805, 150106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150106>

Filho, W.L., Mandel, M., Al-Amin, A.Q., Feher, A., Jabbour, C.J.C., 2016. An assessment of the causes and consequences of agricultural land abandonment in Europe. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 24, 554-560. <https://doi.org/10.1080/13504509.2016.1240113>

Francaviglia, R., Di Bene, C., Farina, R., Salvati, L., Vicente-Vicente, J.L., 2019. Assessing “4 per 1000” soil organic carbon storage rates under Mediterranean climate: a comprehensive data analysis. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 24, 795-818. <https://doi.org/10.1007/s11027-018-9832-x>

Francaviglia, R., Ledda, L., Farina, R., 2018. Organic carbon and ecosystem services in agricultural soils of the Mediterranean Basin. *Sustainable Agriculture Reviews* 28: Ecology for Agriculture, 183-210. https://doi.org/10.1007/978-3-319-90309-5_6

Franzluebbers, A.J., 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Tillage Research*, 66, 95-106. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00018-1](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00018-1)

Friedlingstein, P., O'sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Hauck, J., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., 2020. Global carbon budget 2020. *Earth Syst. Sci. Data*, 12, 3269– 3340. <https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>

Fujisaki, K., Chapuis-Lardy, L., Albrecht, A., Razafimbelo, T., Chotte, J.L., Chevallier, T., 2018. Data synthesis of carbon distribution in particle size fractions of tropical soils: Implications for soil carbon storage potential in croplands. *Geoderma*, 313, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.010>

Galán-Martín, Á., del Mar Contreras, M., Romero, I., Ruiz, E., Bueno-Rodríguez, S., Eliche-Quesada, D., Castro-Galiano, E., 2022. The potential role of olive groves to deliver carbon dioxide removal in a carbon-neutral Europe: Opportunities and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 165, 112609. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112609>

Garbach, K., Milder, J.C., DeClerck, F.A.J., Montenegro de Wit, M., Driscoll, L., Gemmill-Herren, B., 2017. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 15, 11–28. <https://doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810>

García Azcárate, T., 2017. La PAC post 2020. ¿Qué PAC necesita el sector?. <http://hdl.handle.net/10261/270650>

García Martín, J. F., Cuevas, M., Feng, C. H., Álvarez Mateos, P., Torres García, M., Sánchez, S., 2020. Energetic valorisation of olive biomass: Olive-tree pruning, olive stones and pomaces. *Processes*, 8(5), 511. <https://doi.org/10.3390/pr8050511>

García, R.R., Ochoa, V., Viñegla, B., Hinojosa, M.B., Peña, S.R., Liébanas, G., Linares, J.C., Carreira, J.A., 2009. Soil enzymes, nematode community and selected physico-chemical properties as soil quality indicators in organic and conventional olive oil farming: influence of seasonality and site features. *Applied Soil Ecology*, 41, 305–314. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.12.004>

García, S. D. A., Aranda-Barranco, S., Nieto, H., Serrano-Ortiz, P., Sánchez-Cañete, E. P., Guerrero-Rascado, J. L., 2020. Evaluation of Sentinel² SMI and Sentinel-3 SLSTR data for estimating evapotranspiration in an irrigated olive orchard in Southern Iberian Peninsula (No. EGU2020-19331). *Copernicus Meetings*. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-19331>

Gargouri, K., Rigane, H., Arous, I., Touil, F., 2013. Evolution of soil organic carbon in an olive orchard under arid climate. *Scientia Horticulturae*, 152, 102–108. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2012.11.025>

Gesmontes, 2023. Disponible online: <https://gesmontes.es/tipos-de-cubierta-vegetal/>. (Acceso 20-04-2023).

Ghosh, A., Bhattacharyya, R., Meena, M. C., Dwivedi, B. S., Singh, G., Agnihotri, R., Sharma, C., 2018. Long-term fertilization effects on soil organic carbon sequestration in an Inceptisol. *Soil Tillage Res.* 177, 134–144. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.006>

Gómez, J. A., 2017. Sustainability using cover crops in Mediterranean tree crops, olives and vines—Challenges and current knowledge. *Hungarian Geographical Bulletin*, 66(1), 13. 10.15201/hungeobull.66.1.2 Gómez, J.A.

Gómez, J. A., Guzmán, M. G., Giráldez, J. V., Fereres, E., 2009. The influence of cover crops and tillage on water and sediment yield, and on nutrient, and organic matter losses in an olive orchard on a sandy loam soil. *Soil and Tillage Research*, 106(1), 137–144. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.04.008>

Gómez, J. A., Guzmán, M. G., Giráldez, J. V., Fereres, E., 2009. The influence of cover crops and tillage on water and sediment yield, and on nutrient, and organic matter losses in an olive orchard on a sandy loam soil. *Soil Tillage Res.* 106(1), 137–144. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.04.008>

González-Rosado, M., Lozano-García, B., Aguilera-Huertas, J., Parras-Alcántara, L., 2020^a. Short-term effects of land management change linked to cover crop on soil organic carbon in Mediterranean olive grove hillsides. *Science of the Total Environment*, 744. <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140683>

González-Rosado, M., Parras-Alcántara, L., Aguilera-Huertas, J., & Lozano-García, B., 2021. Soil Productivity Degradation in a Long-Term Eroded Olive Orchard under Semiarid Mediterranean Conditions. *Agronomy*, 11(4), 812. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040812>

González-Rosado, M., Parras-Alcántara, L., Aguilera-Huertas, J., Lozano García, B., 2022. Crop Diversification Effects on Soil Aggregation and Aggregate-Associated Carbon and Nitrogen in Short-Term Rainfed Olive Groves under Semiarid Mediterranean Conditions. *Horticulturae*, 8(7), 618. <https://doi.org/10.3390/horticulturae8070618>

González-Rosado, M., Parras-Alcántara, L., Aguilera-Huertas, J., Lozano-García, B., 2021. Long-term evaluation of the initiative 4% under different soil managements in Mediterranean olive groves. *Sci. Total Environ.* 758, 143591 <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143591>

González-Sánchez, E.J., Ordóñez-Fernández, R., Carbonell-Bojollo, R., Verroz-González, O., Gil-Ribes, J.A., 2012. Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil Tillage Res.* 122, 52–60. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.03.001>

Grave, R. A., da Silveira Nicoloso, R., Cassol, P. C., da Silva, M. L. B., Mezzari, M. P., Aita, C., Wuaden, C. R., 2018. Determining the effects of tillage and nitrogen

sources on soil N₂O emission. *Soil Tillage Res.* 175, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.08.011>

Griscom, B.W., Adams, J., Ellis, P.W., Houghton, R.A., Lomax, G., Miteva, D.A., Schlesinger, W.H., Shoch, D., Siikamäki, J.V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R.T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M.R., Herrero, M., Kiesecker, J., Landis, E., Laestadius, L., Leavitt, S.M., Minnemeyer, S., Polasky, S., Potapov, P., Putz, F.E., Sanderman, J., Silvius, M., Wollenberg, E., Fargione, J., 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences (Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America)*, 114 (44), 11645–11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>

Guan, K., Jin, Z., DeLucia, E., West, P., Peng, B., Tang, J., Jiang, C., Wang, S., Kim, T., Zhou, W., Griffis, T., Liu, L., Qin, Z., Margenot, A., Kumar, V., Bernacchi, C., Yang, W., Lee, D., Coppess, J., Gerber, J., Jahn, M., Khanna, M., Yang, S. J., 2022. A roadmap toward scalably quantifying field-level agricultural carbon outcome. <https://doi.org/10.31223/x5qw7j>

Gulde, S., Chung, H., Amelung, W., Chang, C., Six, J., 2008. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 72(3), 605–612. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0251>

Haines-Young, R., Potschin, M., 2018. CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.

Hamidov, A., Helming, K., Bellocchi, G., Bojar, W., Dalgaard, T., Ghaley, B.B., Hoffmann, C., Holman, I., Holzkämper, A., Krzeminska, D., et al., 2018. Impacts of climate change adaptation options on soil functions: A review of European case-studies. *Land Degrad Dev.* 29, 2378–2389. <https://doi.org/10.1002/ldr.3006>

Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil*, 191, 77–87. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>

Hassink, J., Whitmore, A.P., 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 131–139. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010020x>

Hatfield, J.L., Wright-Morton, L., Hall, B., 2018. Vulnerability of grain crops and croplands in the Midwest to climate variability and adaptation strategies. *Climatic Change*, 146, 263–275. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1997-x>

Heckman, K. A., Swanston, C. W., Torn, M. S., Hanson, P. J., Nave, L. E., Porras, R. C., ... & Bill, M., 2021. Soil organic matter is principally root derived in an Ultisol under oak forest. *Geoderma*, 403, 115385. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115385>

Heinze, J., Joshi, J., 2018. Plant–soil feedback effects can be masked by aboveground herbivory under natural field conditions. *Oecologia*, 186(1), 235–246. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3997-y>

Hernández, A. J., Lacasta, C., Pastor, J., 2005. Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive orchard. *Agric. Water Manag.* 77(1-3), 232–248. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2004.09.030>

Hernanz, J.L., Sanchez-Giron, V., Navarrete, L., 2009. Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 114–122. <https://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.009>

Hobley, E.U., Baldock, J., Wilson, B., 2016. Environmental and human influences on organic carbon fractions down the soil profile. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 223, 152–166. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.004>

Howley, P., Donoghue, C.O., Hynes, S., 2012. Exploring public preferences for traditional farming landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 104, 66–74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.09.006>

Hüppi, R., Horváth, L., Dezső, J., Puhl-Rezsek, M., Six, J., 2022. Soil Nitrous Oxide Emission and Methane Exchange From Diversified Cropping Systems in Pannonian Region. *Front. Environ. Sci.* 10, 857625. [10.3389/fenvs.2022.857625](https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.857625).

Infante-Amate J. Villa, I. Aguilera, E. Torremocha, E. Guzmán, G. Cid, A., 2016. The Making of Olive Landscapes in the South of Spain. A History of Continuous Expansion and Intensification. In: Agnoletti M., Emanuelli F. (eds) *Biocultural Diversity in Europe*. Environmental History, vol 5. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-26315-1_8

Informe anual de indicadores, 2019. Agricultura, pesca y Alimentación. https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/informeanual2019_online_tcm30-547983.pdf

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2003. In: Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Wagner, F. (Eds.), *Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

Intergovernmental Panel on Climate Change, 2003. *Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry*; Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., et al., Eds.; IPCC/OECD/IEA/IGES: Hayama, Japan.

IPCC, 2003. *Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry* [Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R.,

Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Wagner, F. (Eds.)). IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

IPCC, 2014. Summary for policymakers In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change ed C B Field et al (Cambridge)(Cambridge University Press)(Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA) pp 1–32.

IPCC, 2019. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Edited by P. R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts et al. Intergovernmental Panel of Climate Change. Disponible online: <https://www.ipcc.ch/srccl/>

IPCC. 2019. Chapter 4: Forest land. In D., Blain, F., Agus, M. A. Alfaro., H. Vreuls (Eds.), 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. (Vol. 4): Agriculture, Forestry and Other Land Use (p. 68).

IUSS Working Group WRB, 2015. World reference base for soil resources 2014, Update 2015 international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

Janzen, H.H., Groenigen, K.J., Powlson, D.S., Schwinghamer, T., Groenigen, J.W., 2022. Photosynthetic limits on carbon sequestration in croplands. *Geoderma*, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115810>

Janzen, H.H., Janzen, D.W., Gregorich, E.G., 2021. The ‘soil health’ metaphor: illuminating or illusory? *Soil Biol. Biochem.* 159, 10167. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108167>

Jaziri, S., M’hamed, H. C., Rezgui, M., Labidi, S., Souissi, A., Rezgui, M., Labidi, S., Souissi, A., Rezgui, M., Barbouchi, M., Annabi, M., Bahri, H., 2022. Long Term Effects of Tillage–Crop Rotation Interaction on Soil Organic Carbon Pools and Microbial Activity on Wheat-Based System in Mediterranean Semi-Arid Region. *Agronomy*, 12(4), 953. <https://doi.org/10.3390/agronomy12040953>

Jílková, V., Jandová, K., Cajthaml, T., Devetter, M., Kukla, J., Starý, J., Vacířová, A., 2020. Organic matter decomposition and carbon content in soil fractions as affected by a gradient of labile carbon input to a temperate forest soil. *Biology and Fertility of Soils*, 56, 411–421. <https://doi.org/10.1007/s00374-020-01433-4>

Jódar Ruiz, J., 2017. Efectos de las cubiertas vegetales sobre la productividad del cultivar de olivo” Picual”. Disponible online: http://repositorio.ual.es/bitstream/handle/10835/6544/15230_TFG.pdf?sequence=1. (Acceso 21-03-2023).

Junta de Andalucía, 2015. Plan director del olivar andaluz. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural. Disponible online: <https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/Plan%20Director%20del%20Olivar.pdf>

Junta de Andalucía, 2017. Costes en explotaciones de olivar. Campaña 2015/16. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural. Disponible online: https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/estudios_informes/18/01/Costes_en_explotaciones_de_olivar.pdf

Junta de Andalucía, 2021. Red de estaciones agroclimáticas de Andalucía. <https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/ria/servlet/FrontController>.

Kabata-Pendias, A., 2000. Trace Elements in Soils and Plants; CRC Press: Boca Raton, FL, USA; ISBN 1420039903.

Kan, Z. R., Liu, Q. Y., Virk, A. L., He, C., Qi, J. Y., Dang, Y. P., ... & Zhang, H. L., 2021. Effects of experiment duration on carbon mineralization and accumulation under no-till. *Soil and Tillage Research*, 209, 104939. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104939>

Kan, Z. R., Liu, W. X., Liu, W. S., Lal, R., Dang, Y. P., Zhao, X., Zhang, H. L., 2022. Mechanisms of soil organic carbon stability and its response to no-till: A global synthesis and perspective. *Glob. Change Biol.* 28(3), 693-710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15968>

Kandeler, E., Gerber, H., 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*, 6, 68–72. <https://doi.org/10.1007/BF00257924>

Kavvadias, V., Koubouris, G., 2019. Sustainable soil management practices in olive groves. *Soil fertility management for sustainable development*, 167-188. [10.1007/978-981-13-5904-0_8](https://doi.org/10.1007/978-981-13-5904-0_8)

Kay, S., Rega, C., Moreno, G., den Herder, M., Palma, J. H. N., Borek, R., Crous-Duran, J., Freese, D., Giannitsopoulos, M., Graves, A., 2019. Agroforestry creates carbon sinks whilst enhancing the environment in agricultural landscapes in Europe. *Land use policy* 83, 581–593. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.02.025>

Keeney, D.R., Nelson, D.W., 1983. Nitrogen—Inorganic forms. *Methods Soil Anal. Part 2 Chemistry of Microbiology properties*, 9, 643–698.

Kelemen, P., Benson, S. M., Pilorgé, H., Psarras, P., Wilcox, J., 2019. An overview of the status and challenges of CO₂ storage in minerals and geological formations. *Frontiers in Climate*, 1, 9. <https://doi.org/10.3389/fclim.2019.00009>

Kenton, W., 2021. “Carbon credit”, Investopedia. Disponible online: www.investopedia.com/terms/c/carbon_credit.asp. (Acceso 30-03-2023).

Ketterings, Q.M., Albrecht, G., Beckman, J., 2005. Soil pH for field crops. Cornell University Cooperative Extension, Ithaca, NY. 2 p. Agronomy Fact Sheet 5. <http://doi.org/10.5281/zenodo.2553445>

Kopittke, P. M., Menzies, N. W., Wang, P., McKenna, B. A., Lombi, E., 2019. Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environ. Int.* 132, 105078. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. Worldmap of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Zeitschrift*, 15 (3), 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>

Krishna, K.R., 2013. *Agroecosystems: Soils, Climate, Crops, Nutrient Dynamics and Productivity*. Apple Academic Press.

Laamrani, A., Voroney, P.R., Berg, A.A., Gillespie, A.W., March, M., Deen, B., Martin, R.C., 2020. Temporal Change of Soil Carbon on a Long-Term Experimental Site with Variable Crop Rotations and Tillage Systems. *Agronomy*, 10, 840. <https://doi.org/10.3390/agronomy10060840>

Ladha, J. K., Jat, M. L., Stirling, C. M., Chakraborty, D., Pradhan, P., Krupnik, T. J., Sapkota, T. B., Pathak, H., Rana, D. S., Tesfaye, K., & Gerard, B., 2020. Achieving the sustainable development goals in agriculture: The crucial role of nitrogen in cereal-based systems. *Advances in Agronomy*, 163, 39–116. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.05.006>

Lahmar, R., Ruellan, A., 2007. Soil degradation in the Mediterranean region and cooperative strategies. *Cahiers Agric.* 16 (4), 318–323. <https://doi.org/10.1684/agr.2007.0119>

Lal, R., 2010. Managing soils and ecosystems for mitigating anthropogenic carbon emissions and advancing global food security. *Bioscience* 60, 708–721. <https://dx.doi.org/10.1525/bio.2010.60.9.8>

Lal, R., 2016. Beyond COP 21: Potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71 (1), 20A–25A. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.1.20A>

Lal, R., 2016. Soil health and carbon management. *Food Energy Secur.* 5(4), 212–222. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>

Lal, R., 2018. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global change biology*, 24(8), 1–17. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>

Lampredi, M.G., Sørensen, C.G., Bochtis, D., 2019. Agricultural sustainability: A review of concepts and methods. *Sustainability*, 11, 5120. <https://doi.org/10.3390/su11185120>

Le Foll, S., 2015. Agriculture intelligente face au climat. Intervention de Stéphane Le Foll 2015 à Montpellier à l'occasion de la conférence COP21. Disponible online: <https://agriculture.gouv.fr/telecharger/71763?token=655d1ccd87f92f75c8543a7e685ca7591ec0f522d6fcfd025e1265fcc6bfae3d>

Ledo, A., Smith, P., Zerihun, A., Whitaker, J., Vicente Vicente, J., Qin, Z., Mcnamara, N., Zinn, Y., Llorente, M., Liebig, M., Kuhnert, M., Dondini, M., Don, A., Diaz-Pines, E., Datta, A., Bakka, H., Aguilera, E., Hillier, J., 2020. Changes in soil organic carbon under perennial crops. *Global Change Biology*, 26 (7). <https://doi.org/10.1111/gcb.15120>

Lee, H., Lautenbach, S., Nieto, A.P.G., Bondeau, A., Cramer, W., Geijzen-dorffer, I.R., 2019. The impact of conservation farming practices on Mediterranean agro-ecosystem services provisioning—a meta-analysis. *Reg. Environ. Chang.* 1–16. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1447-y>

Legg, S., 2021. IPCC, 2021: Climate change 2021-the physical science basis. *Interaction*, 49(4), 44-45.

Lessmann, M., Ros, G. H., Young, M. D., de Vries, W., 2022. Global variation in soil carbon sequestration potential through improved cropland management. *Glob. Change Biol.* 28(3), 1162-1177. <https://doi.org/10.1111/gcb.15954>

Li, W. B., G. Z. Huang, H. X. Zhang., 2020. Enclosure Increases Nutrient Resorption from Senescing Leaves in a Subalpine Pasture. *Plant and Soil* 457 (1–2), 269–278. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04733-8>

Li, Y., Chang, S.X., Tian, L., Zhang, Q., 2018. Conservation agriculture practices increase soil microbial biomass carbon and nitrogen in agricultural soils: a global meta-analysis. *Soil Biol. Biochem.* 121:50–58. <https://doi.org/10.1016/J.SOIL-BIO.2018.02.024>

Li, Y., Li, Z., Cui, S., Liang, G., & Zhang, Q., 2021. Microbial-derived carbon components are critical for enhancing soil organic carbon in no-tillage croplands: A global perspective. *Soil and Tillage Research*, 205, 104758. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104758>

Linares, R., de la Fuente, M., Junquera, P., Lissarrague, J.R., Baeza, P., 2014. Effects of soil management in vineyard on soil physical and chemical characteristics. *BIO Web Conf.* 3, 01008. <https://doi.org/10.1051/bioconf/20140301008>

López-Pintor, A., Salas, E., Rescia, A., 2018. Assessment of Agri-Environmental Externalities in Spanish Socio-Ecological Landscapes of Olive Groves. *Sustainability*, 10, 2640. <https://doi.org/10.3390/su10082640>

Lorite, I.J., Gabaldon-Leal, C., Ruiz-Ramos, M., Belaj, A., de la Rosa, R., Leon, L., Santos, C., 2018. Evaluation of olive response and adaptation strategies to

climate change under semi-arid conditions. *Agricultural Water Management*, 204, 247–261. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.04.008>

Lou, Y., Xu, M., Chen, X., He, X., Zhao, K., 2012. Stratification of soil organic C, N and C: N ratio as affected by conservation tillage in two maize fields of China. *Catena*, 95, 124–130. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.02.009>

Lozano-García, B., Francaviglia, R., Renzi, G., Doro, L., Ledda, L., Benitez, C., ... & Parras-Alcántara, L., 2020. Land use change effects on soil organic carbon store. An opportunity to soils regeneration in Mediterranean areas: Implications in the 4p1000 notion. *Ecological indicators*, 119, 106831.

Madejón, P., Domínguez, M.T., Díaz, M.J., Madejón, E., 2016. Improving sustainability in the remediation of contaminated soils by the use of compost and energy valorization by *Paulownia fortune*. *Science of the Total Environment*, 539, 401–409. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.018>

MAPA, 2019. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos. Análisis de las plantaciones de olivar en España. Disponible online: https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/olivar2019_tcm30-122331.pdf. (Acceso 24-04-2023).

MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2022. El Plan Estratégico de la PAC de España (2023–2027), Resumen del Plan Aprobado por la Comisión Europea; Gobierno de España: Madrid, Spain. Disponible online: https://www.mapa.gob.es/es/pac/post-2020/resumen-pac-es_tcm30-627662.pdf (Acceso 30-03-2023).

MAPA. 2018. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos. Análisis de las técnicas de mantenimiento del suelo y de los métodos de siembra en España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. Available in https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticasagrarias/cubiertas2018_tcm30-504664.pdf

Martínez-Mena, M., Boix-Fayos, C., Carrillo-López, E., Díaz-Pereira, E., Zornoza, R., Sánchez-Navarro, V., ... & Almagro, M., 2021. Short-term impact of crop diversification on soil carbon fluxes and balance in rainfed and irrigated woody cropping systems under semiarid Mediterranean conditions. *Plant and Soil*, 467(1–2), 499–514. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05101-w>

Martínez-Mena, M., Perez, M., Almagro, M., Garcia-Franco, N., Díaz-Pereira, E., 2021. Long-term effects of sustainable management practices on soil properties and crop yields in rainfed Mediterranean almond agroecosystems. *Eur. J. Agron.* 123, 126207. <https://doi.org/10.1016/J.EJA.2020.126207>

Martínez-Sastre, R., Ravera, F., González, J.A., Santiago, C.L., Bidegain, I., Munda, G., 2017. Mediterranean landscapes under change: Combining social mul-

ticriteria evaluation and the ecosystem services framework for land use planning. *Land Use Policy*, 67, 472–486. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.001>

Martín-Vide, J., Olcina-Cantos, J., 2001. *Climas y Tiempos en España*. Madrid: Alianza Editorial.

Marx, M.-C., Wood, M., Jarvis, S.C., 2001. A microplate fluorimetric assay for the study of enzyme diversity in soils. *Soil biology and biochemistry*, 33, 1633–1640. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00079-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00079-7)

Mazzoncini, M., Antichi, D., Di Bene, C., Risaliti, R., Petri, M., Bonari, E., 2016. Soil carbon and nitrogen changes after 28 years of no-tillage management under Mediterranean conditions. *Eur. J. Agron.* 77, 156–165. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.02.011>

McDaniel, M. D., Bird, J. A., Pett-Ridge, J., Marin-Spiotta, E., Schmidt, T. M., Grandy, A. S., 2022. Diversifying and perennializing plants in agroecosystems alters retention of new C and N from crop residues. *Ecol Appl.* e2784. <https://doi.org/10.1002/eap.2784>

McDonough W., 2016. Carbon is not the enemy. *Nature*, 539, 349-351.

McNally, S. R., Beare, M. H., Curtin, D., Meenken, E. D., Kelliher, F. M., Calvelo Pereira, R., ... Baldock, J., 2017. Soil carbon sequestration potential of permanent pasture and continuous cropping soils in New Zealand. *Glob. Change Biol.* 23(11), 4544-4555. <https://doi.org/10.1111/gcb.13720>

Mikhaylov, A., Moiseev, N., Aleshin, K., Burkhardt, T., 2020. Global climate change and greenhouse effect. *Entrepreneurship and Sustainability Issues*, 7(4), 2897. [http://doi.org/10.9770/jesi.2020.7.4\(21\)](http://doi.org/10.9770/jesi.2020.7.4(21))

Minasny, B., & McBratney, A. B., 2018. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. *European journal of soil science*, 69(1), 39-47. <https://doi.org/10.1111/ejss.12475>

Minasny, B., Arrouays, D., McBratney, A. B., Angers, D. A., Chambers, A., Chaplot, V., ... & Winowiecki, L., 2018. Rejoinder to Comments on Minasny et al., 2017 Soil carbon 4 per mille *Geoderma* 292, 59–86. *Geoderma*, 309, 124-129. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.026>

Minasny, B., Malone, B. P., McBratney, A. B., Angers, Dominique Arrouays, D. A., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z. Chengg, K., Das, B. S., Field, D. J., Gimona, A., Hedley, C. B., Young Hong, S., Mandal, B., Marchant, B. P., Martin, M., McConkey, B. G., Mulder, V. L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A. C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, Ch., Vågen, T. G., van-Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292, 59-86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>

Ministry of Agriculture, Agri-Food and Forestry, France. 2015. The 4 per 1000 initiative. Soils as a basis for food security and climate. 7p. Retrieved from <http://www.neiker.net/wp-content/uploads/2015/11/4POR100.pdf>.

MoEFCC. (2021). India: Third Biennial Update Report to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Ministry of Environment, Forest and Climate Change, Government of India.

Molina Moral, J. C., Moriana Elvira, A., Pérez Latorre, F. J., 2021. Estudio de la gestión de las estrategias de riego en los olivares tradicionales. 10.31428/10317/10085

Montanarella, L., Panagos, P., 2021. The relevance of sustainable soil management within the European Green Deal. Land use policy, 100, 104950. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104950>

Montanaro, G., Nuzzo, V., Xiloyannis, C., Dichio, B., 2018. Climate change mitigation and adaptation in agriculture: the case of the olive. Journal of Water and Climate Change 1, 9 (4), 633–642. <https://doi.org/10.2166/wcc.2018.023>

Montanaro, G., Xiloyannis, C., Nuzzo, V., Dichio, B., 2017. Orchard management, soil organic carbon and ecosystem services in Mediterranean fruit tree crops. Scientia Horticulturae, 217, 92–101. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.01.012>

Moreno-García, M., Repullo-Ruibérriz de Torres, M. A., Carbonell-Bojollo, R. M., Ordoñez-Fernández, R., 2018. Management of pruning residues for soil protection in olive orchards. Land Degradation & Development, 29, 2975–2984. <https://doi.org/10.1002/ldr.3054>

Morgado, M. E., Hudson, C. L., Chattopadhyay, S., Ta, K., East, C., Purser, N., ... & Goldstein, R. R., 2022. The effect of a first flush rainwater harvesting and subsurface irrigation system on E. coli and pathogen concentrations in irrigation water, soil, and produce. Science of The Total Environment, 843, 156976. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156976>

Morugán-Coronado, A., Linares, C., Gómez-López, M. D., Faz, Á., Zornoza, R., 2020. The impact of intercropping, tillage and fertilizer type on soil and crop yield in fruit orchards under Mediterranean conditions: A meta-analysis of field studies. Agricultural Systems, 178, 102736. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102736>

Morugán-Coronado, A., Pérez-Rodríguez, P., Insolia, E., Soto-Gómez, D., Fernández-Calviño, D., Zornoza, R., 2022. The impact of crop diversification, tillage and fertilization type on soil total microbial, fungal and bacterial abundance: A worldwide meta-analysis of agricultural sites. Agric. Ecosyst. Environ. 329, 107867. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107867>

Muñoz-Rojas, M., Abd-Elmabod, S.K., Zavala, L.M., De la Rosa, D., Jordán, A., 2017. Climate change impacts on soil organic carbon stocks of Mediterranean

agricultural areas: a case study in Northern Egypt. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 238, 142–152. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.001>

Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M. B., & Zorpas, A. A., 2021. The increase of soil organic matter reduces global warming, myth or reality?. *Sci*, 3(1), 18. <https://doi.org/10.3390/sci3010018>

Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. Agronomy Monograph. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, pp. 539–579.

Nieto, O. M., Castro, J., Fernández, E., 2011. Long-term effects of residue management on soil fertility in Mediterranean olive grove: simulating carbon sequestration with RothC model. *Principles, Application and Assessment in Soil Science*, 130-150.

Nieto, O.M., Castro, J., Fernández-Ondoño., 2013. E. Conventional tillage versus cover crops in relation to carbon fixation in Mediterranean olive cultivation. *Plant Soil* 365, 321–335. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1395-0>

Nieto-Romero, M., Oteros-Rozas, E., González, J.A., Martín-López, B., 2014. Exploring the knowledge landscape of ecosystem services assessments in Mediterranean agroecosystems: insights for future research. *Environmental Science & Policy*, 37, 121–133. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.09.003>.

Olsen, S.R., 1954. Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate; U.S. Department of Agriculture: Washington, DC, USA.

Ordóñez, R., González, P., Pastor, M., 2007^a. Cubiertas inertes: Los restos de poda como protección y mejora de las propiedades del suelo. In A. Rodríguez-Lizana, R. Ordoñez-Fernández, J. Gil-Ribes (Eds.), *Cubiertas vegetales en olivar* (pp. 159–168). Junta de Andalucía.

Ordóñez, R., Rodríguez-Lizana, A., Espejo-Pérez, A., González, P., Saavedra, M., 2007^a. Soil and available phosphorus losses in ecological olive groves. *European Journal of Agronomy*, 27, 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2007.02.006>

Orlandi, S., Probo, M., Sitzia, T., Trentanovi, G., Garbarino, M., Lombardi, G., Lonati, M., 2016. Environmental and land use determinants of grassland patch diversity in the western and eastern Alps under agro-pastoral abandonment. *Biodivers. Conserv.* 25, 275-293. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1046-5>

Ortega, M., Pascual, S., Elena-Rossello, ' R., Rescia, A.J., 2020. Land-use and spatial resilience changes in the Spanish olive socio-ecological landscape. *Appl. Geogr.* 117. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102171>

Özbolat, O., Sánchez-Navarro, V., Zornoza, R., Egea-Cortines, M., Cuartero, J., Ros, M., Martínez-Mena, M., 2023. Long-term adoption of reduced tillage and green manure improves soil physicochemical properties and increases the abundance of beneficial bacteria in a Mediterranean rainfed almond orchard. *Geoderma*, 429, 116218. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116218>

Panagos, P., Ballabio, C., Poesen, J., Lugato, E., Scarpa, L., Montanarella, L., Borrelli, P., 2020. A soil erosion indicator for supporting agricultural, environmental and climate policies in the European Union. *Remote Sens.* 12, 1365. <https://doi.org/10.3390/rs12091365>

Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., 2019. Soil loss due to crop harvesting in the European Union: a first estimation of an underrated geomorphic process. *Sci. Total Environ.* 664, 487–498. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.009>

Panagos, P., Montanarella, L., Barbero, M., Schneegans, A., Aguglia, L., & Jones, A., 2022. Soil priorities in the European Union. *Geoderma Regional*, 29, e00510. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00510>

Parkin, T.B., Kaspar, T.C., Dan, B.J., Moorman, T.B., 2016. Rye cover crop effects on direct and indirect nitrous oxide emissions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 80. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.04.0120>

Parras-Alcántara, L., Díaz-Jaimes, L., Lozano-García, B., 2015. Organic farming affects C and N in soils under olive groves in Mediterranean areas. *Land Degrad Dev.* 26(8), 800–806. <https://doi.org/10.1002/ldr.2231>

Parras-Alcántara, L., Lozano-García, B., 2014. Conventional tillage vs. organic farming in relation to soil organic carbon stock in olive groves in Mediterranean rangelands (southern Spain). *Solid Earth Discuss* 6, 35–70. <https://doi.org/10.5194/sed-6-35-2014>

Pathak, H., Srinivasarao, C. H., & Jat, M. L., 2021. Conservation agriculture for climate change adaptation and mitigation in India.

Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P., Smith, P., 2016. Climate-smart soils. *Nature*, 532(7597), 49–57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>

Pengthamkeerati, P., Motavalli, P. P., Kremer, R. J., Anderson, S. H., 2006. Soil compaction and poultry litter effects on factors affecting nitrogen availability in a claypan soil. *Soil Tillage Res.* 91(1-2), 109–119. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.11.008>

Piñar Fuentes, J. C., Leiva, F., Cano-Ortiz, A., Musarella, C. M., Quinto-Cañas, R., Pinto-Gomes, C. J., Cano, E., 2021. Impact of grass cover management with herbicides on biodiversity, soil cover and humidity in olive groves in the Southern Iberian. *Agronomy*, 11(3), 412. <https://doi.org/10.3390/agronomy11030412>

Plan director del olivar andaluz. <https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/Plan%20Director%20del%20Olivar.pdf>

Plaza-Bonilla, D., Cantero-Martínez, C., Viña, s P., Álvaro-Fuentes, J., 2013. Soil aggregation and organic carbon protection in a no-tillage chronosequence under Mediterranean conditions. *Geoderma*, 193, 76–82. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.022>

Pleguezuelo, C.R.R., Zuazo, V.H.D., Martínez, J.R.F., Peinado, F.J.M., Martín, F.M., Tejero, I.F.G., 2018. Organic olive farming in Andalusia, Spain. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 38, 20. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0498-2>

Poepplau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops—A meta-analysis. *Agric Ecosyst Environ.* 200, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>

Ponti, L., Gutierrez, A.P., Ruti, P.M., Dell\textquoteright Aquila, A., 2014. Fine-scale ecological and economic assessment of climate change on olive in the Mediterranean Basin reveals winners and losers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 5598–5603. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314437111>

Poulton, P., Johnston, J., Macdonald, A., White, R., Powlson, D., 2017. Major limitations to achieving “4 per 1000” increases in soil organic carbon stock in temperateregions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. *Global Change Biology*, 24(6), 2563–2584. <https://doi.org/10.1111/gcb.14066>

Pramanik, P., Phukan, M., 2020. Enhanced microbial respiration due to carbon sequestration in pruning litter incorporated soil reduced the net carbon dioxide flux from atmosphere to tea ecosystem. *J. Sci. Food Agric.* 100, 295–300. <https://doi.org/10.1002/JSFA.10038>

Pribyl, D. W., 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, 156(3-4), 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>

Rahman, G. K. M., Rahman, M. M., Alam, M. S., Kamal, M. Z., Mashuk, H. A., Datta, R., Meena, R. S., 2020. Biochar and organic amendments for sustainable soil carbon and soil health. In *Carbon and nitrogen cycling in soil* (pp. 45–85). Springer, Singapore. 10.1007/978-981-13-7264-3_3

Rahman, M. M., Aravindakshan, S., Hoque, M. A., Rahman, M. A., Gulandaz, M. A., Rahman, J., Islam, M. T., 2021. Conservation tillage (CT) for climate-smart sustainable intensification: Assessing the impact of CT on soil organic carbon accumulation, greenhouse gas emission and water footprint of wheat cultivation in Bangladesh. *Environmental and Sustainability Indicators*, 10, 100106. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100106>

Rallo, L., Barranco, D., Castro-García, S., Connor, D.J., del Campo, M., Rallo, P., 2014. Highdensity olive plantations. *Horticultural Reviews*. Volume 41. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 303–384. <https://doi.org/10.1002/9781118707418.ch07>

Ramírez, J. N., 2013. Las campiñas del Guadalquivir: claves para una interpretación geográfica. *Revista de Estudios Regionales*, (96), 99-134.

Rasmussen, K. J., 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A Scandinavian review. *Soil Tillage Res.* 53(1), 3-14. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00072-0](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00072-0)

Raza, A., Razzaq, A., Mehmood, S.S., Zou, X., Zhang, X., Lv, Y., Xu, J., 2019. Impact of climate change on crops adaptation and strategies to tackle its outcome: A review. *Plants*, 8, 34. <https://doi.org/10.3390/plants8020034>

Raza, M.A., Khalid, M.H., Bin, Zhang, X., Feng, L.Y., Khan, I., Hassan, M.J., Ahmed, M., Ansar, M., Chen, Y.K., Fan, Y.F., 2019. Effect of planting patterns on yield, nutrient accumulation and distribution in maize and soybean under relay intercropping systems. *Sci. Rep.* 9, 1–14. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41364-1>

Reichman, S.M., 2002. *The Responses of Plants to Metal Toxicity: A Review Focusing on Copper, Manganese & Zinc*; Australian Minerals & Energy Environment Foundation Melbourne: Melbourne, Australia; ISBN 187620513X

Repullo, M., Carbonell, R., Alcántara, C., Rodríguez, A., Ordóñez, R., 2012. Carbon sequestration potential of residues of different types of cover crops in olive groves under Mediterranean climate. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 10, 649-661. <http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2012103-562-11>

Repullo-Ruibérriz de Torres, M. A., Ordóñez-Fernández, R., Giráldez, J. V., Márquez-García, J., Laguna, A., & Carbonell-Bojollo, R., 2018. Efficiency of four different seeded plants and native vegetation as cover crops in the control of soil and carbon losses by water erosion in olive orchards. *Land Degradation & Development*, 29(8), 2278-2290. <https://doi.org/10.1002/ldr.3023>

Repullo-Ruibérriz de Torres, M.A.R.-R., Moreno-García, M., Márquez-García, J., Ordóñez-Fernández, R., Carbonell-Bojollo, R., 2018. Carbon sequestration by grass, crucifer and legume groundcovers in olive orchards. *J. Water Clim. Chang.* 9, 748–763. <https://doi.org/10.2166/wcc.2018.371>

Richter, D. D., Billings, S. A., 2015. One physical system: Tansley's ecosystem as Earth's critical zone. *New Phytologist*, 206(3), 900-912. <https://doi.org/10.1111/nph.13338>

Rigon, J. P. G., Franzluebbers, A. J., Calonego, J. C., 2020. Soil aggregation and potential carbon and nitrogen mineralization with cover crops under tropical no-till. *Journal of soil and water conservation*, 75(5), 601-609. <https://doi.org/10.2489/jswc.2020.00188>

Ritchie, H., Roser, M., Rosado, P., 2020. CO₂ and greenhouse gas emissions. Our world in data.

Rochette P., 2008. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. *Soil Tillage Res.* 10, 97–100. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.011>

Rodrigues, L. A. T., Dieckow, J., Giacomini, S., Ottonelli, A. S., Zorzo, G. P. P., Bayer, C., 2022. Carbon sequestration capacity in no-till soil decreases in the long-term due to saturation of fine silt plus clay-size fraction. *Geoderma*, 412, 115711. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115711>

Rodríguez-Lizana, A., Repullo-Ruibérriz de Torres, M. Á., Carbonell-Bojollo, R., Moreno-García, M., & Ordóñez-Fernández, R., 2020. Study of C, N, P and K release from residues of newly proposed cover crops in a Spanish olive grove. *Agronomy*, 10(7), 1041. <https://doi.org/10.3390/agronomy10071041>

Rognes, T., Flouri, T., Nichols, B., Quince, C., Mahé, F., 2016. VSEARCH: a versatile open source tool for metagenomics. *PeerJ* 4, e2584.

Romero-Gámez, M., Castro-Rodríguez, J., Suárez-Rey, E.M., 2017. Optimization of olive growing practices in Spain from a life cycle assessment perspective. *Journal of Cleaner Production*, 149, 25–37. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.071>

Romero-Gámez, M., Suárez-Rey, E. M., Antón, A., Castilla, N., Soriano, T., 2012. Environmental impact of screenhouse and open-field cultivation using a life cycle analysis: the case study of green bean production. *Journal of Cleaner Production*, 28, 63–69. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.07.006>

Roohi, M., Arif, M. S., Guillaume, T., Yasmeen, T., Riaz, M., Shakoar, A., Farooq, T. H., Shahzad, S. M., Bragazza, L., 2022. Role of fertilization regime on soil carbon sequestration and crop yield in a maize-cowpea intercropping system on low fertility soils. *Geoderma*, 428, 116152. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116152>

Rosa-Schleich, J., Loos, J., Mußhoff, O., Tscharncke, T., 2019. Ecological-economic trade-offs of diversified farming systems—a review. *Ecol Econ.* 160, 251–263. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.03.002>

Ruiz, E., Romero-García, J. M., Romero, I., Manzanares, P., Negro, M. J., Castro, E., 2017. Olive-derived biomass as a source of energy and chemicals. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 11(6), 1077–1094. <https://doi.org/10.1002/bbb.1812>

Rumpel, C., Amiraslan, F., Chenu, C., Garcia Cardenas, M., Kaonga, M., Koutika, L.-S., Ladha, J., Madari, B., Shirato, Y., Smith, P., Soudi, B., Soussana, J.F., Whitehead, D., Wollenberg, E., 2019. The 4p1000 initiative: opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. *AMBIO* 49, 350–360. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>

Rumpel, C., Kögel-Knabner, I., 2011. Deep soil organic matter—a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and soil*, 338(1), 143-158. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0391-5>

Samson, M. É., Chantigny, M. H., Vanasse, A., Menasseri-Aubry, S., & Angers, D. A., 2020. Coarse mineral-associated organic matter is a pivotal fraction for SOM formation and is sensitive to the quality of organic inputs. *Soil Biology and Biochemistry*, 149, 107935. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107935>

Sánchez-Navarro, V., Martínez-Martínez, S., Acosta, J. A., Almagro, M., Martínez-Mena, M., Boix-Fayos, C., Díaz-Pereira, E., Temnani, A., Berrios, P., Pérez-Pastor, A., Zornoza, R., 2023. Soil greenhouse gas emissions and crop production with implementation of alley cropping in a Mediterranean citrus orchard. *Eur. J. Agron.* 142, 126684. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126684>

Sánchez-Navarro, V., Shahrokh, V., Martínez-Martínez, S., Acosta, J. A., Almagro, M., Martínez-Mena, M., ... & Zornoza, R., 2022. Perennial alley cropping contributes to decrease soil CO₂ and N₂O emissions and increase soil carbon sequestration in a Mediterranean almond orchard. *Science of The Total Environment*, 845, 157225. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157225>

Sanz-Cobena, A., García-Marco, S., Quemada, M., Gabriel, J. L., Almen-dros, P., Vallejo, A., 2014. Do cover crops enhance N₂O, CO₂ or CH₄ emissions from soil in Mediterranean arable systems?. *Sci. Total Environ.* 466, 164-174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.023>

Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Aguilera, E., del Prado, A., Garnier, J., Billen, G., ... & Smith, P., 2017. Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review. *Agric Ecosyst Environ.* 238, 5-24. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.038>

Sastre, B., Barbero-Sierra, C., Bienes, R., Marques, M.J., García-Díaz, A., 2017. Soil loss in an olive grove in Central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. *J. Soils Sediments*, 17, 873-888. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1589-9>

Sastre, B., Marques, M.J., García-Díaz, A., Bienes, R., 2018b. Three years of management with cover crops protecting sloping olive groves soils, carbon and water effects on gypsiferous soil. *Catena* 171, 115-124. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.07.003>

Schlesinger, W. H., 2022. Biogeochemical constraints on climate change mitigation through regenerative farming. *Biogeochemistry*, 161(1), 9-17. <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00942-8>

Scholes, R. J., Montanarella, L., Brainich, E., Barger, N., Ten Brink, B., Can-tele, M., ... Willemen, L., 2018. IPBES (2018): Summary for policymakers of the as-

assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. https://www.ipbes.net/system/tdf/spm_3bi_ldr_digital.pdf?file=1&type=node&id=28335.

Scientific Council, 2018. For an EU Common Agricultural Policy Serving the Public Good after 2020: Fundamental Question and Recommendations; Scientific Advisory Council Agricultural Policy at the Federal Ministry for Food and Agriculture: Berlin, Germany.

SDA, 2004. Soil survey laboratory methods manual. Soil survey investigation report no. 42. USDA-NCRS, Lincoln, NE, Version 4.0.

Six, J., Conant, R., Paul, E., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation. *Plant and Soil*, 241-2, 155-176. <https://dx.doi.org/10.1023/A:1016125726789>

Smith, H. F., Sullivan, C. A., 2014. Ecosystem services within agricultural landscapes—Farmers' perceptions. *Ecological Economics*, 98, 72-80. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.12.008>

Smith, P., 2016. Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. *Global change biology*, 22(3), 1315-1324. <https://doi.org/10.1111/gcb.13178>

Smith, P., Cotrufo, M. F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P. J., Elliott, J. A., ... Scholes, M. C., 2015. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. *Soil*, 1, 665–685. <https://doi.org/10.5194/soil-1-665-2015>

Soussana, J. F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil use and management*, 20(2), 219-230. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00362.x>

Soussana, J.-F., Lutfalla, S., Ehrhardt, F., Rosenstock, T., Lamanna, C., Havlík, P., Richards, M., Wollenberg, E., Chotte, J.-L., Torquebiau, E., 2019. Matching policy and science: Rationale for the '4 per 1000-Soils for food security and climate' initiative. *Soil and Tillage Research*, 188, 3–15. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.002>

Spain, A. V., Isbell, R. F., & Probert, M. E., 1983. Soil organic matter. *Soils: an Australian viewpoint*, 551-563.

Spielvogel, S., Prietzel, J., Kögel-Knabner, I., 2006. Soil organic matter changes in a spruce ecosystem 25 years after disturbance. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 2130–2145. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0027>

Spilanis, I., Kizos, A., 2015. *Atlas of the Islands*. Mytilene: Editions of the University of the Aegean.

Steenwerth, K., Guerra, B., 2012. Influence of floor management technique on grapevine growth, disease pressure, and juice and wine composition: a review. *American Journal of Enology and Viticulture*, 63 (2), 149–164. <https://doi.org/10.5344/ajev.2011.10001>

Steffens, M., Kölbl, A., Kögel-Knabner, I., 2009. Alteration of soil organic matter pools and aggregation in semi-arid steppe topsoils as driven by organic matter input. *European journal of soil science*, 60, 198–212. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01104.x>

Stewart, C.E., Paustian, K., Conant, R.T., Plante, A.F., Six, J., 2008. Soil carbon saturation: Evaluation and corroboration by long-term incubations. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 1741–1750. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.02.014>

Stolbovoy, V., Montanarella, L., Filippi, N., Jones, A., Gallego, J., 2007. Field Soil Sampling to Detect the Changes of Organic Carbon Stock in Mineral Soil. Carbon Sink Enhancement in Soils of Europe: Data, Modelling. Verification JRC Scientific and Technical reports Ispra (VA), Italy, pp. 31–73.

Stolte, J., Tesfai, M., Oygarden, L., Kvaemo, S., Keizer, J., Verheijen, F., Panagos, P., Ballabio, C., Hessel, R., 2016. Soil Threats in Europe. Status, Methods, Drivers and Effects on Ecosystem Services. A Review Report, Deliverable 2.1 of the RECARE Project. European Union <https://doi.org/10.2788/828742>

Stout, B., Lal, R., Monger, C., 2016. Carbon capture and sequestration: the roles of agriculture and soils. *Int. J. Agric. Biol.* 9(1), 1–8. <https://doi.org/10.3965/j.ijabe.20160901.2280>

Tan, G., Wang, H., Xu, N., Junaid, M., Liu, H., Zhai, L., 2019. Effects of biochar application with fertilizer on soil microbial biomass and greenhouse gas emissions in a peanut cropping system. *Environmental Technology*. <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1620344>

Tao, F., Palosuo, T., Valkama, E., Mäkipää, R., 2019. Cropland soils in China have a large potential for carbon sequestration based on literature survey. *Soil and Tillage Research*, 186, 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.10.009>

Telak, L. J., & Bogunovic, I., 2020. Tillage-induced impacts on the soil properties, soil water erosion, and loss of nutrients in the vineyard (Central Croatia). *Journal of Central European Agriculture*, 21(3), 589–601. <https://doi.org/10.5513/JCEA01/21.3.2810>

Tellez-Rio, A., García-Marco, S., Navas, M., López-Solanilla, E., Tenorio, J. L., Vallejo, A., 2015. N₂O and CH₄ emissions from a fallow–wheat rotation with low N input in conservation and conventional tillage under a Mediterranean agroecosystem. *Sci. Total Environ.* 508, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.041>

Thomson, A.J., Giannopoulos, G., Pretty, J., Baggs, E.M., Richardson, D.J., 2012. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 367, 1157–1168. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0415>

Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33 (2), 141–163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>.

Tribouillois, H., Constantin, J., Casal, L., Villerd, J., Therond, O., 2022. Introducing and expanding cover crops at the watershed scale: Impact on water flows. *Agric Ecosyst Environ.* 337, 108050. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108050>

Tripathi, M., & Gaur, R., 2021. Bioactivity of soil microorganisms for agriculture development. In *Microbes in land use change management* (pp. 197–220). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824448-7.00012-7>

Triviño-Tarradas, P., Carranza-Cañadas, P., Mesas-Carrascosa, F. J., Gonzalez-Sanchez, E. J., 2020. Evaluation of agricultural sustainability on a mixed vineyard and olive-grove farm in Southern Spain through the INSPIA model. *Sustainability*, 12(3), 1090. <https://doi.org/10.3390/su12031090>

Tückmantel, T., Leuschner, C., Preusser, S., Kandeler, E., Angst, G., Mueller, C. W., Meier, I. C., 2017. Root exudation patterns in a beech forest: dependence on soil depth, root morphology, and environment. *Soil Biol. Biochem.* 107, 188–197. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.01.006>

Turrini, A., Caruso, G., Avio, L., Gennai, C., Palla, M., Agnolucci, M., Tomei, P.E., Giovannetti, M., Gucci, R., 2017. Protective green cover enhances soil respiration and native mycorrhizal potential compared with soil tillage in a high-density olive orchard in a long term study. *Applied Soil Ecology*, 116, 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.04.001>

UAGA, 2022. Eco-regímenes PAC 2023-2027. Cultivos leñosos. Disponible online: <https://www.uaga.eus/eco-regimenes-pac-2023-2027-cultivos-lenosos-cubiertas-vegetales-o-cubiertas-inertes/> (Acceso 30-03-2023).

United Nations Framework Convention on Climate Change, 2022^a. “Emissions trading”, United Nations Framework Convention on Climate Change. Disponible online: <https://unfccc.int/process/the-kyoto-protocol/mechanisms/emissions-trading>. (Acceso 30-03-2023).

United Nations Framework Convention on Climate Change, 2022^b. The Paris Agreement, United Nations Framework Convention on Climate Change. Disponible online: <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement>. (Acceso 30-03-2023).

Ussiri, D., Lal, R., Jarecki, K., 2009. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. *Soil Tillage Res.* 104, 247–55. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.03.001>

van Breemen, N., 1993. Soils as biotic constructs favouring net primary productivity. *Geoderma*, 57(3), 183–211. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(93\)90002-3](https://doi.org/10.1016/0016-7061(93)90002-3)

VandenBygaart, A. J., 2018. Comments on soil carbon 4 per mille by Minasny et al. 2017. *Geofisica Internacional*, 309, 113–114. [10.1016/j.geoderma.2017.05.024](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.024)

Vesterdal, L., Leifeld, J., 2007. Land-use change and management effects on soil carbon sequestration: forestry and agriculture. In 'Greenhouse-gas budget of soils under changing climate and land use (burnout). COST Action 639'. (Eds R Jandl, M Olsson) pp. 25–32. (Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape (BFW): Vienna, Austria).

Vicente-Vicente, J. L., García-Ruiz, R., Francaviglia, R., Aguilera, E., Smith, P., 2016. Soil carbon sequestration rates under Mediterranean woody crops using recommended management practices: A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 235, 204–214. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.024>

Vicente-Vicente, J. L., Gómez-Muñoz, B., Hinojosa-Centeno, M. B., Smith, P., García-Ruiz, R., 2017. Carbon saturation and assessment of soil organic carbon fractions in Mediterranean rainfed olive orchards under plant cover management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 245, 135–146. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.020>

Villarino, S.H., Pinto, P., Jackson, R.B., Piñeiro, G., 2021. Plant rhizodeposition: A key factor for soil organic matter formation in stable fractions. *Sci. Advan.* 7. [eabd3176.10.1126/sciadv.abd3176](https://doi.org/10.1126/sciadv.abd3176).

Von Mersi, W., Schinner, F., 1991. An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodonitrotetrazolium chloride. *Biology and fertility of soils*, 11, 216–220. <https://doi.org/10.1007/BF00335770>

Waldo, N. B., Hunt, B.K., Fadely, E.C., Moran, J. J., Neumann, R. B., 2019. Plant Root Exudates Increase Methane Emissions through Direct and Indirect Pathways. *Biogeochemistry* 145, 213–234. <https://doi.org/10.1007/s10533-019-00600-6>

Wang, C. H., Wu, L., Wang, Z., Alabady, M. S., Parson, D., Molumo, Z., Fankhauser, S. C., 2020. Characterizing changes in soil microbiome abundance and diversity due to different cover crop techniques. *PloS One*, 15(5), e0232453. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232453>

Wang, Y., Shao, M. A., Shao, H., 2010. A preliminary investigation of the dynamic characteristics of dried soil layers on the Loess Plateau of China. *J. Hydrol.* 381(1–2), 9–17. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.09.042>

Wang, Y., Wang, S., Adhikari, K., Wang, Q., Sui, Y., Xin, G., 2019^a. Effect of cultivation history on soil organic carbon status of arable land in northeastern China. *Geoderma*, 342, 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.007>

Weng, Z., Lehmann, J., Van Zwieten, L., Joseph, S., Archanjo, B. S., Cowie, B., ... & Kopittke, P. M., 2022. Probing the nature of soil organic matter. *Critical reviews in environmental science and technology*, 52(22), 4072-4093. <https://doi.org/10.1080/10643389.2021.1980346>

Wick, A., Berti, M., Lawley, Y., & Liebig, M., 2017. Integration of annual and perennial cover crops for improving soil health. In *Soil health and intensification of groecosystems* (pp. 127-150). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805317-1.00006-3>

Wiesmeier, M., Hübner, R., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., ... Kögel-Knabner, I., 2014b. Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation. *Glob. Change Biol.* 20(2), 653-665. <https://doi.org/10.1111/gcb.12384>

Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., ... & Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils-A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>

Wolz, K.J., Branham, B.E., DeLucia, E.H., 2018. Reduced nitrogen losses after conversion of row crop agriculture to alley cropping with mixed fruit and nut trees. *Agric. Ecosyst. Environ.* 258, 172–181. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2018.02.024>

Xiao, H., Li, Z., Chang, X., Huang, B., Nie, X., Liu, C., Liu, L., Wang, D., Jiang, L., 2018. The mineralisation and sequestration of organic carbon in relation to agricultural soil erosion. *Geoderma*, 329, 73–81. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.05.018>

Xu, H., Bi, H., Gao, L., Yun, L., 2019. Alley cropping increases land use efficiency and economic profitability across the combination cultivation period. *Agronomy*, 9, 34. <https://doi.org/10.3390/agronomy9010034>

Xu, M., Wang, Z., Zhao, Y., 2018. Stratification ratio of soil organic carbon as an indicator of carbon sequestration and soil quality in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 555–562. <https://doi.org/10.1111/rec.12597>

Xu, X., Cheng, K., Wu, H., Sun, J., Yue, Q., & Pan, G., 2019. Greenhouse gas mitigation potential in crop production with biochar soil amendment—a carbon footprint assessment for cross-site field experiments from China. *Gcb Bioenergy*, 11(4), 592-605. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12561>

Yajuan, W., Meiying, L., Ji, W., Xiaohong, D., Yanlong, H., 2022. The effects of vegetation communities on soil organic carbon stock in an enclosed desert-steppe region of northern China. *Soil Sci. Plant Nutr.* 1-11. <https://doi.org/10.1080/00380768.2022.204584>

Yang, L. N., Pan, Z. C., Zhu, W., Wu, E. J., He, D. C., Yuan, X., Qin, Y. Y., Wang, Y., Chen, R. S., Thrall, P. H., Burdon, J. J., Shang, L. P., Sui, Q. J., Zhan, J., 2019. Enhanced agricultural sustainability through within-species diversification. *Nat. Sustain.* 2, 46–52. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0201-2>

Yu, P., Liu, S., Ding, Z., Zhang, A., Tang, X., 2020. Changes in storage and the stratification ratio of soil organic carbon under different vegetation types in Northeastern China. *Agronomy*, 10(2), 290. <https://doi.org/10.3390/agronomy10020290>

Yu, Y., Li, X., Zhao, C., Zheng, N., Jia, H., Yao, H., 2020. Soil salinity changes the temperature sensitivity of soil carbon dioxide and nitrous oxide emissions. *Catena*, 195, 104912. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104912>

Zhang, K., Maltais-Landry, G., Liao, H.L., 2021. How soil biota regulate C cycling and soil C pools in diversified crop rotations. *Soil Biol. Biochem.* 156, 108219. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108219>

Zhang, X., Li, M. J., Yang, C., Zhan, L. Q., Wu, W., Liu, H. B., 2022. The stratification of soil organic carbon and total nitrogen affected by parent material and cropping system. *Catena*, 210, 105898. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105898>

Zhang, X., Li, Q., Zhong, Z., Huang, Z., Bian, F., Yang, C., & Wen, X., 2022. Changes in soil organic carbon fractions and fungal communities, subsequent to different management practices in Moso bamboo plantations. *Journal of Fungi*, 8(6), 640. <https://doi.org/10.3390/jof8060640>

Zhao, F., Han, X.H., Yang, G.H., Feng, Y.Z., Ren, G., 2014. Soil structure and carbon distribution in subsoil affected by vegetation restoration. *Plant, Soil and Environment*, 60, 21–26. <https://doi.org/10.17221/353/2013>

Zhong, Z., Lemke, R.L., Nelson, L.M., 2009. Nitrous oxide emissions associated with nitrogen fixation by grain legumes. *Soil Biol. Biochem.* 41, 2283–2291. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2009.08.009>

Zikeli, S., Gruber, S., 2017. Reduced tillage and no-till in organic farming systems, Germany-Status quo, potentials and challenges. *Agriculture*, 7(4), 35. <https://doi.org/10.3390/agriculture7040035>

Zikeli, S., Gruber, S., 2017. Reduced tillage and no-till in organic farming systems, Germany-Status quo, potentials and challenges. *Agriculture*, 7, 35. <https://doi.org/10.3390/agriculture7040035>

Zornoza, R., Acosta, J.A., Gabarrón, M., Gómez-Garrido, M., Sánchez-Navarro, V., Terrero, A., Martínez-Martínez, S., Faz, Á., Pérez-Pastor, A., 2018. Greenhouse gas emissions and soil organic matter dynamics in woody crop orchards with different irrigation regimes. *Sci. Total Environ.* 644, 1429–1438. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.06.398>

7. Anexo final de tablas y figuras



Figura 1. Olivar tradicional. Imagen propia.

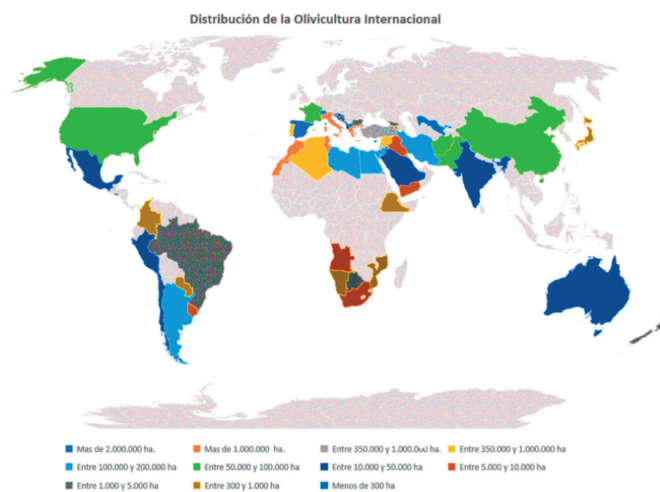


Figura 2. Distribución del olivar a nivel mundial. <https://www.italiaolivicola.it/wp-content/uploads/2021/09/OLIVICULTURA-INTERNACIONAL.pdf>. (Acceso 10-04-2023).

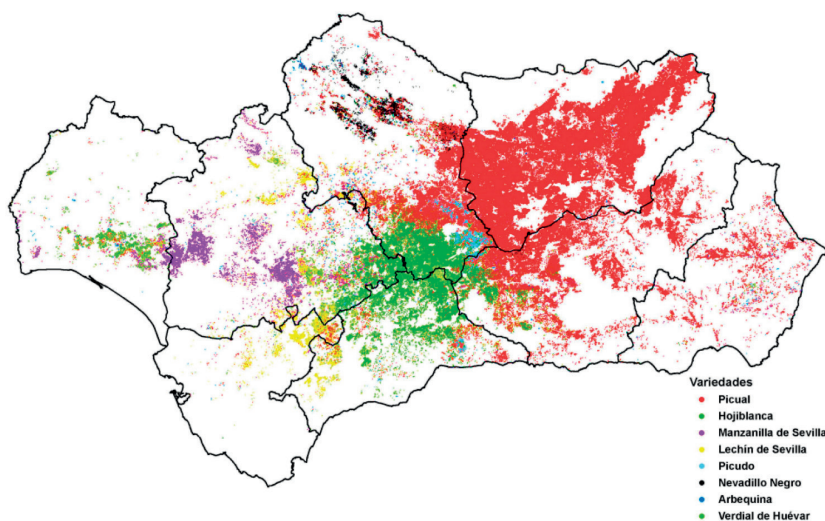


Figura 3. Distribución territorial de las principales variedades de olivar en Andalucía (Plan director del olivar andaluz). <https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/Plan%20Director%20del%20Olivar.pdf> (Acceso 08-04-2023).

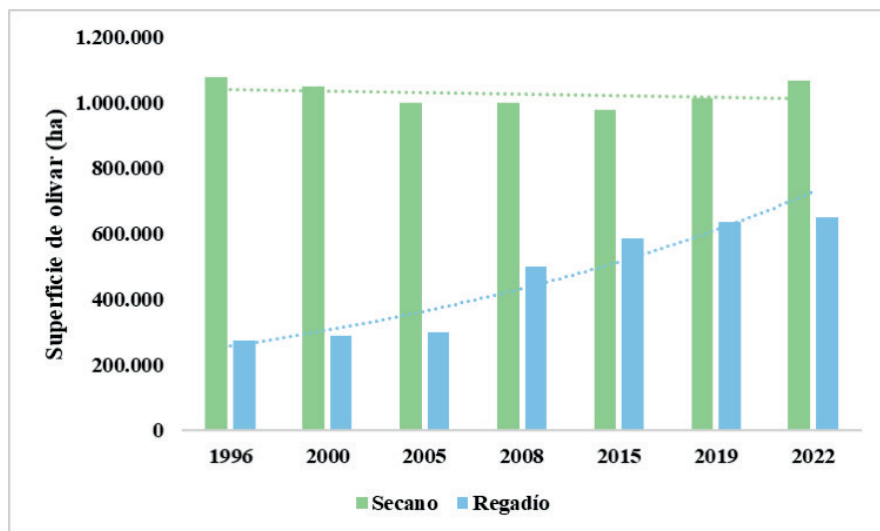


Figura 4. Evolución de la superficie de olivar Andaluz en seco y en regadío. Elaboración propia a partir de diversas fuentes.



Figura 5. Olivar sometido a laboreo convencional. Imagen propia.



Figura 6. Olivar con mínimo laboreo. Fuente: <http://aceitesjosegalan.blogspot.com/2014/10/olivos-en-intensivo-vs-superintensivo.html>. (Acceso 21-04-2023)



Figura 7. Olivar sometido a no laboreo. Imagen propia.



Figura 8. Cubierta vegetal espontánea en un olivar. Imagen propia



Figura 9. Cubierta vegetal sembrada con avena en un olivar. Imagen propia



Figura 10. Olivar con restos de poda. Imagen propia.



Figura 11. Cubierta vegetal perenne con lavandín en olivar. Imagen propia



Figura 12. Adición de Compost en suelos de olivar. Imagen propia.

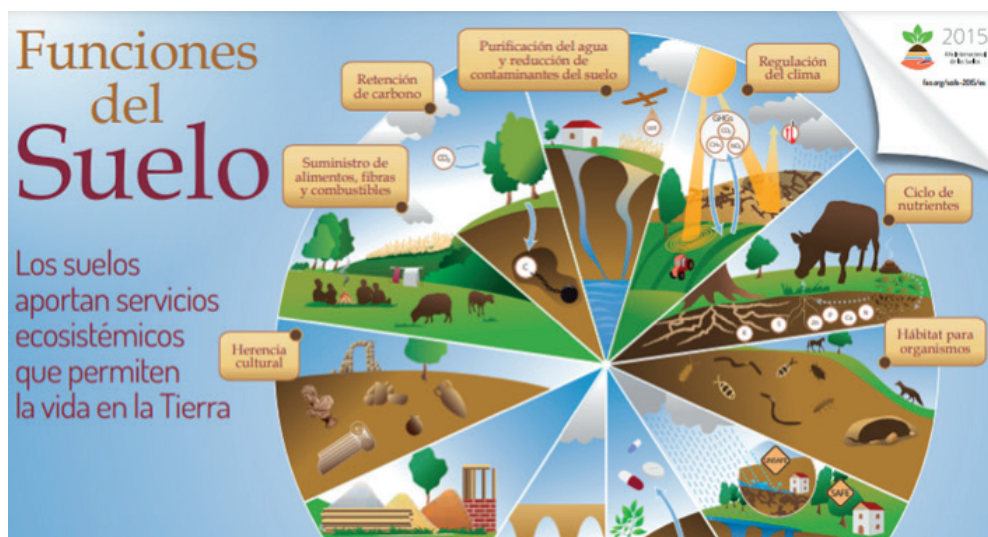


Figura 13. Funciones del suelo en la provisión de servicios ecosistémicos.

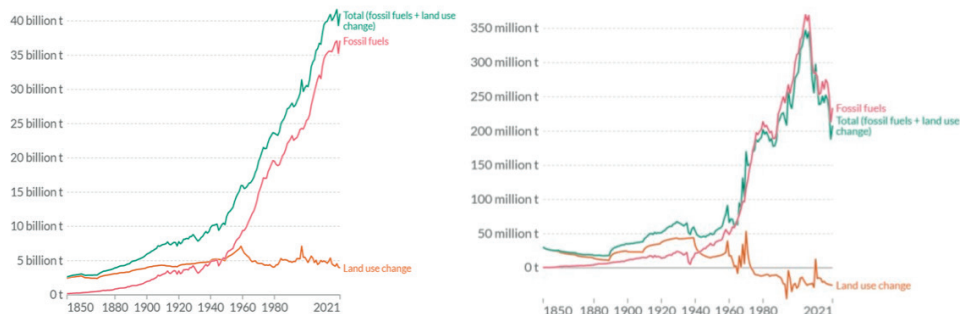


Figura 14. Emisiones globales de CO₂ procedentes de combustibles fósiles y cambio de uso del suelo en el Mundo y en España (Fuente: Nuestro Mundo en Datos basado en el Global Carbon Project (2022). [CO₂ y emisiones de gases de efecto invernadero – Nuestro mundo en datos \(ourworldindata.org\)](https://www.ourworldindata.org/) (Acceso 15-02-2023).

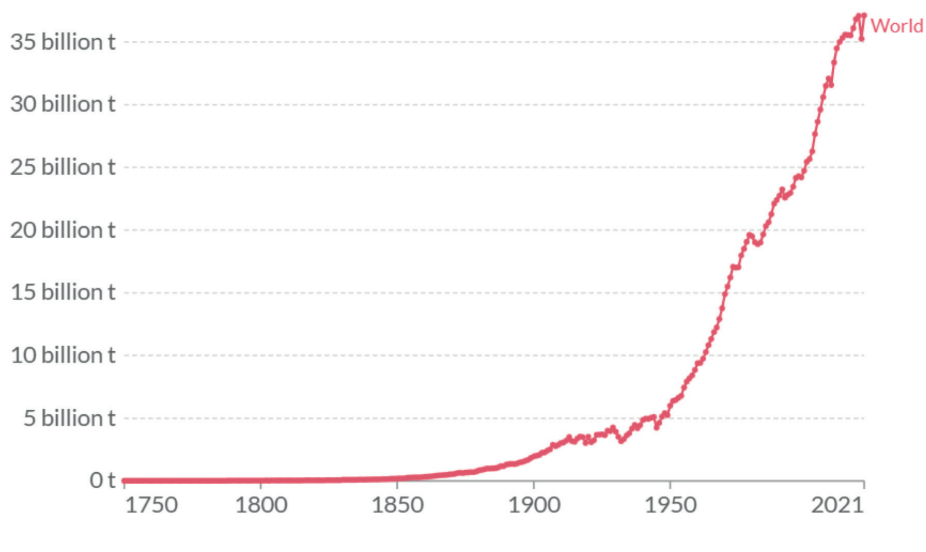


Figura 15. Emisiones anuales de CO₂ en el mundo procedentes de la agricultura (Fuente: Nuestro Mundo en Datos basado en el Global Carbon Project (2022). [CO₂ y emisiones de gases de efecto invernadero – Nuestro mundo en datos \(ourworldindata.org\)](https://www.ourworldindata.org/) (Acceso 15-02-2023).

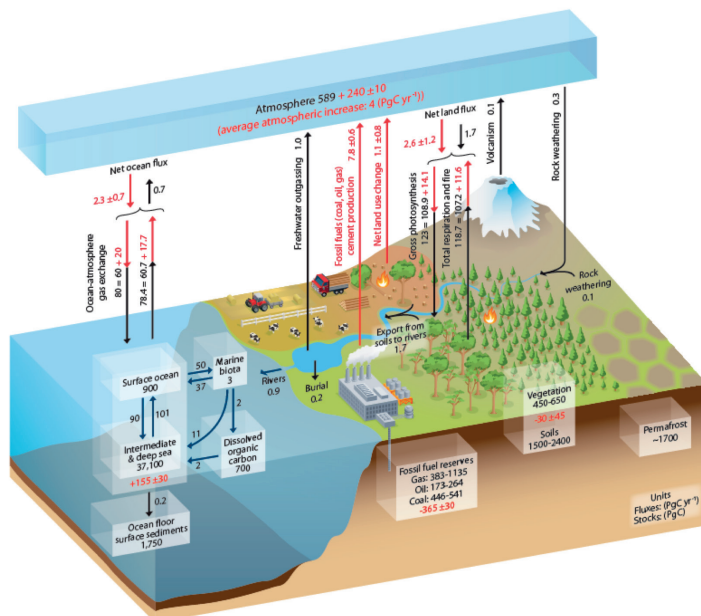


Figura 16. Esquema simplificado del ciclo global del carbono (Ciais et al., 2014).



Figura 17. Iniciativa 4‰ (Fuente: <https://wle.cgiar.org/news/4-pour-1000-preserving-soils-carbon-capture-and-food-security/>) (Acceso: 24-03-2023).

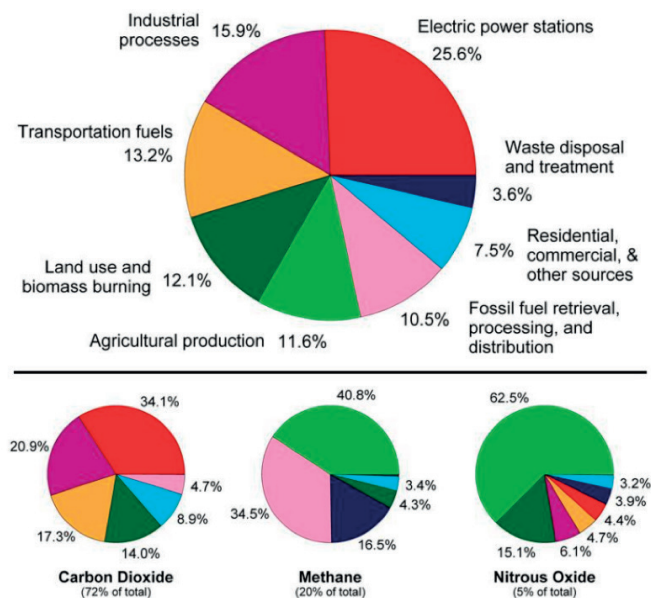


Figura 18. Emisiones de gases de efecto invernadero por sectores (Mikhaylov et al., 2020).

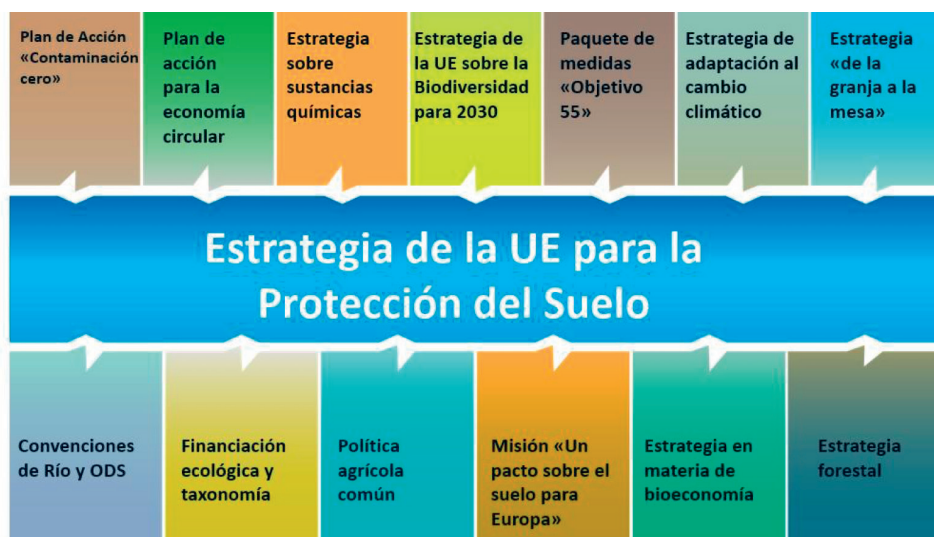


Figura 19. Estrategia de la UE para la protección del suelo 2030. <https://eurlex.europa.eu/legalcontent/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX%3A52021DC0699>. (Acceso 27-03-2023).

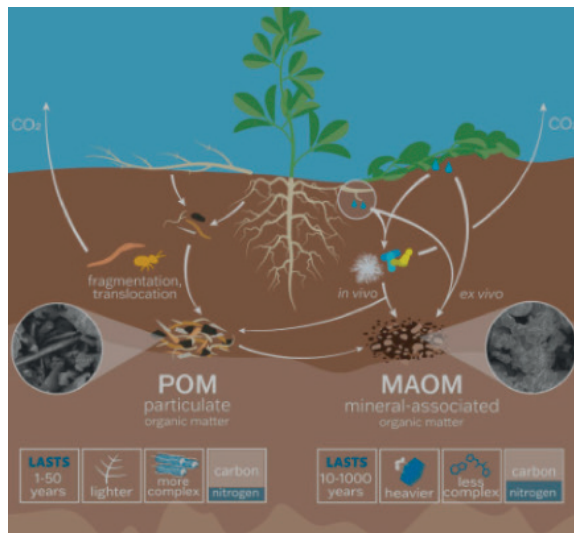


Figura 20. Representación conceptual de las principales materias orgánicas del suelo (Cotrufo y Lavalley et al., 2022).

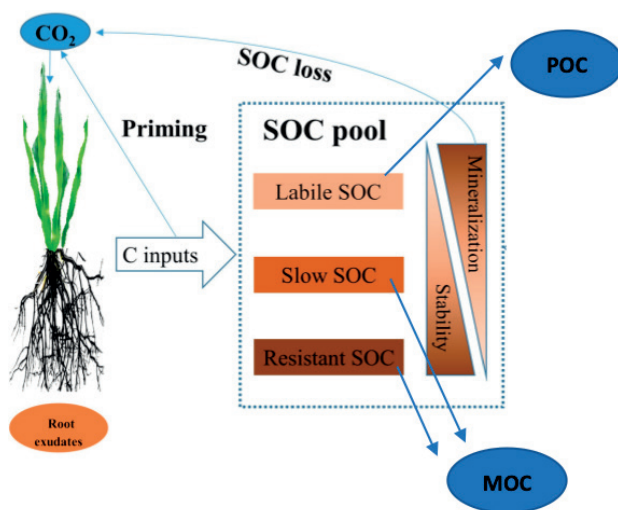


Figura 21. Principales fracciones en las que se divide el SOC (Kan et al., 2021).

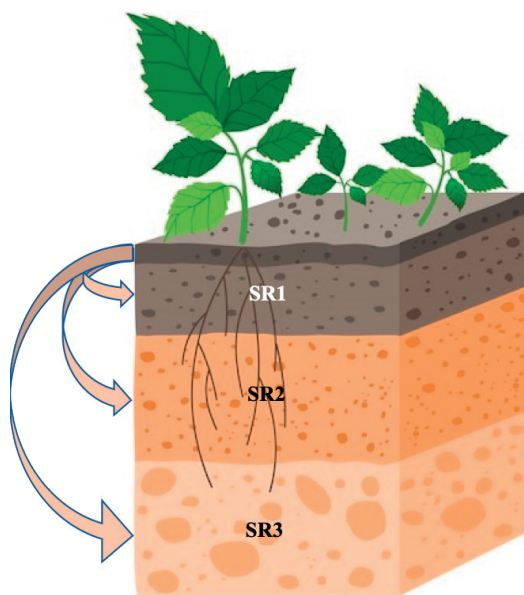


Figura 22. Índice de estratificación (SR) del suelo (Elaboración propia).



Figura 23. Objetivos de la nueva PAC (2023-2027). <https://ayudaspac.com/pac-2023-2027/>. (Acceso 30-03-2023).

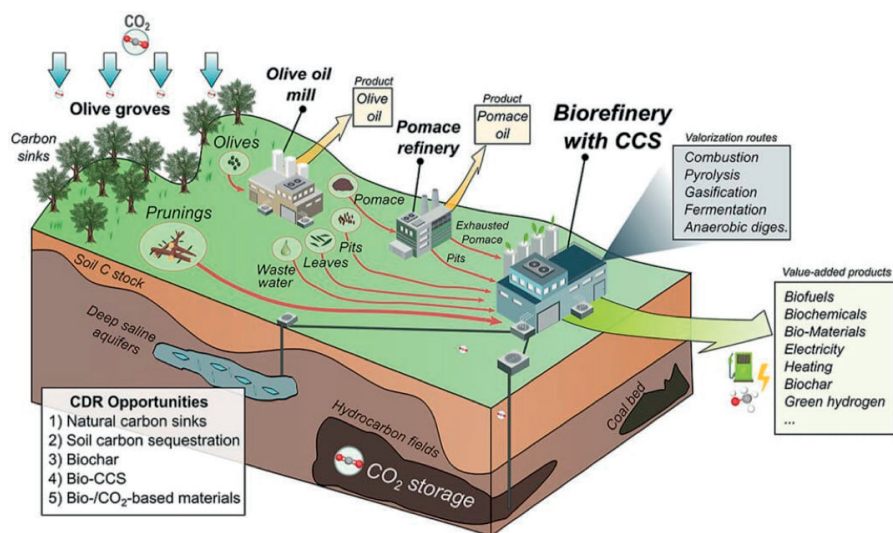


Figura 24. Visión general de los enfoques potenciales basados en la naturaleza y tecnológicos para la eliminación del CO₂ vinculados a los agroecosistemas del olivar. (Galán-Martín et al., 2022).



Figura 25. Recarbonización de los suelos del mundo y créditos de C. (FAO, 2020) (Acceso 25-03-2023).

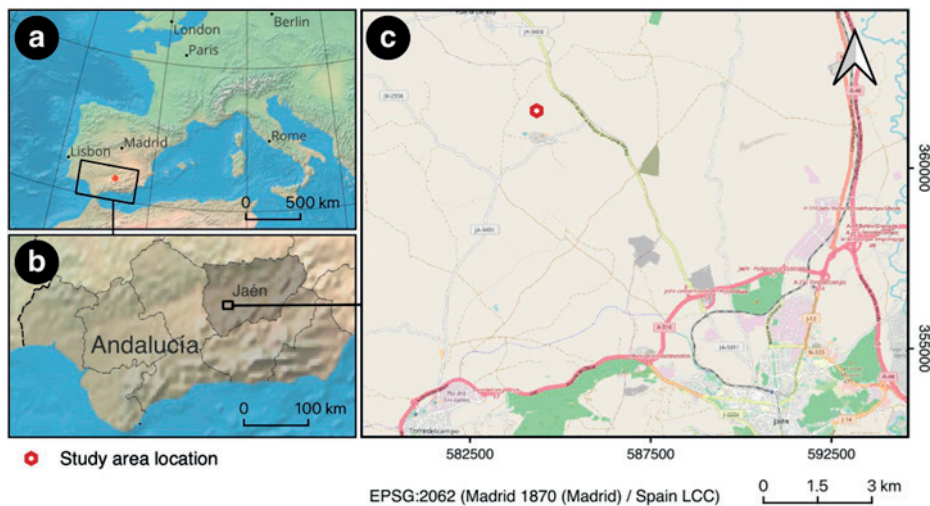


Figura 26. Localización de la zona de estudio. Mapa de España (a). Región de Andalucía donde se destaca en gris oscuro la provincia de Jaén y el municipio de Torredelcampo (recuadro negro) (b). Municipio de Torredelcampo donde se marca la localización de la zona de estudio (punto rojo). Imagen propia.



Figura 27. Olivar de la zona de estudio. Imagen propia.



Figura 28. Parcela de estudio con Laboreo convencional. Imagen propia.



Figura 29. Diversificaciones de cultivos implantadas en la zona de estudio. Imagen propia.



Figura 30. Perfiles de suelo completos abiertos en el área de estudio. Imagen propia.

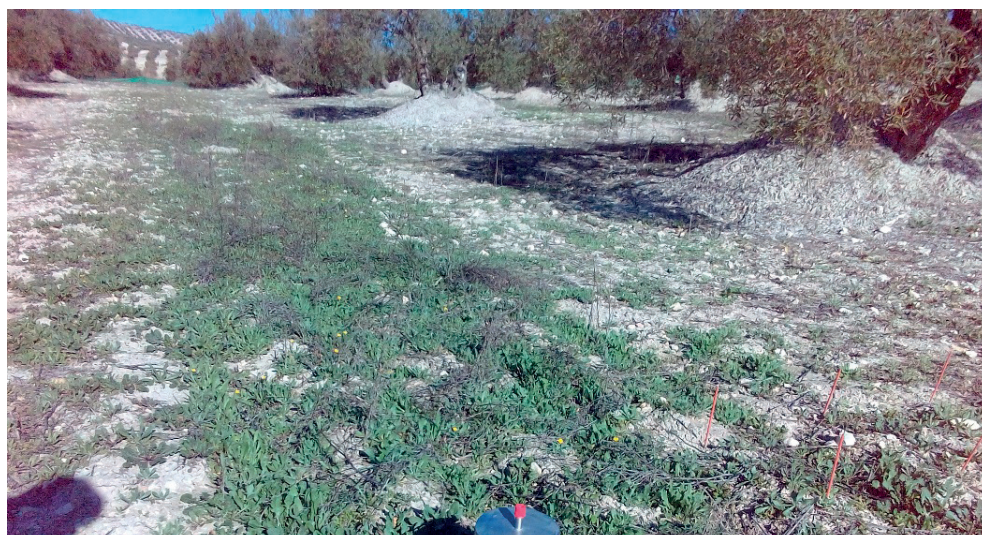


Figura 31. Cámaras de medición de gases. Imagen propia.

v



Figura 32. Determinación de la textura del suelo. Imagen propia.



Figura 33. Determinación del Carbono orgánico del suelo a partir del método Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1982). Imagen propia.



Figura 34. Determinación del nitrógeno total del suelo a partir de método de Kjeldahl (Bremer, 1996). Imagen propia.



Figura 35. Determinación de carbono orgánico y nitrógeno total con el analizador CN 802. Imagen propia.

SECCIÓN RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Evaluación a medio plazo de la iniciativa 4%, almacenamiento y estabilización del carbono orgánico del suelo en un olivar mediterráneo de secano bajo laboreo convencional: un caso de estudio.

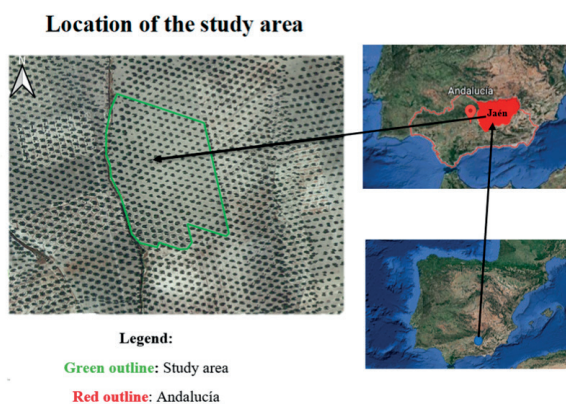


Figura 1. Localización del área de estudio. García-Torredelcampo (Jaén-España) - ($37^{\circ}50'20''\text{N}$ - $3^{\circ}52'32''\text{W}$).

Hor.	Depth (cm)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	BD (Mg m ⁻³)	pH (H ₂ O)	OM (%)
Ap	0 – 27.3	8.7±0.6A	19.8±1.5A	71.5±0.9A	1.41±0.03A	7.72±0.10A	1.22±0.06A
Bw	27.3 – 55.6	5.5±1.6B	22.9±1.4A	71.6±0.6A	1.42±0.02A	8.02±0.11A	1.01±0.05A
BwC	55.6 – 89.0	3.8±0.8C	24.8±1.7A	71.4±1.9A	1.43±0.03A	8.15±0.05A	0.76±0.04B
C	89.0 – 115.7	4.1±0.9C	21.9±1.6A	74.0±0.7A	1.44±0.02A	8.07±0.10A	0.71±0.02B

Tabla 1. Principales propiedades

físico-químicas del suelo, descritas por González-Rosado et al. (2021). Los datos son medias $\pm$ SD. Números seguidos de letras mayúsculas diferentes dentro de la misma columna tienen diferencias significativas ($p < 0,05$) entre profundidades considerando el mismo uso del suelo.

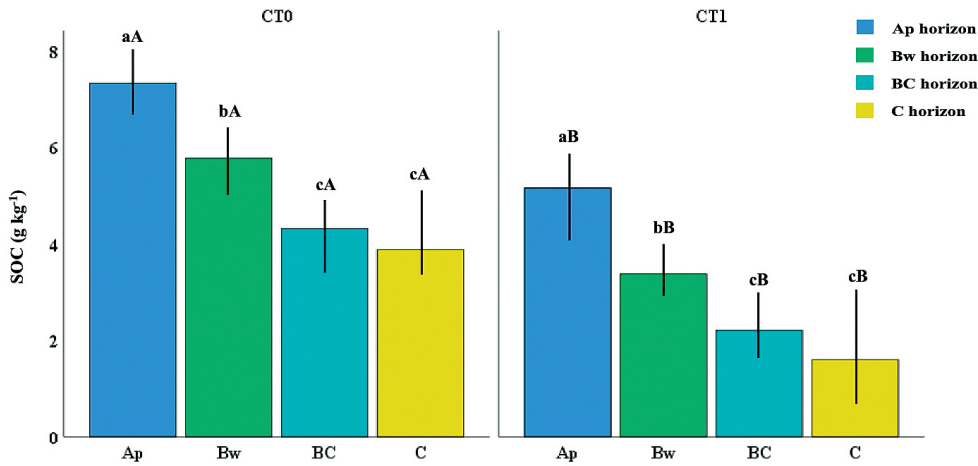


Figura 2. SOC (g kg⁻¹) por horizontes del suelo según la influencia del CT a lo largo del tiempo. CT0-2003; CT1-2018. Letras minúsculas diferentes sobre las barras de error indican diferencias significativas en profundidad a lo largo del perfil del suelo a $p < 0,05$. Letras mayúsculas diferentes sobre las barras de error indican diferencias significativas entre los dos periodos de tiempo a $p < 0,05$.

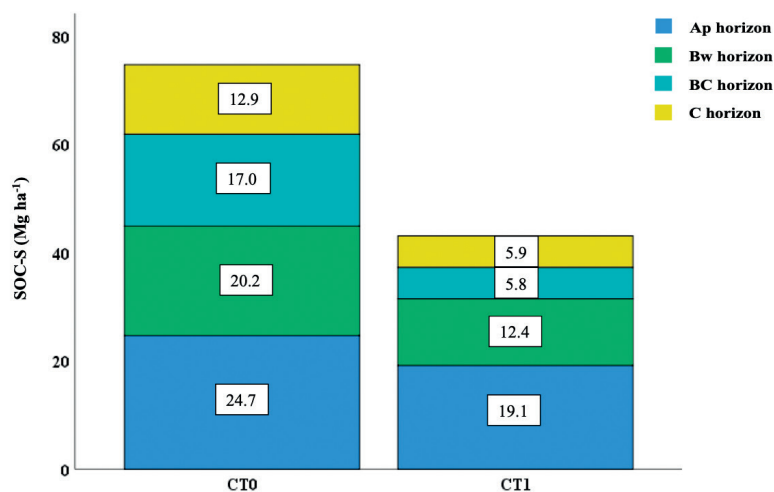


Figura 3. SOC-S (Mg ha^{-1}) por horizontes del suelo según la influencia del CT a lo largo del tiempo. CT0-2003; CT1-2018.

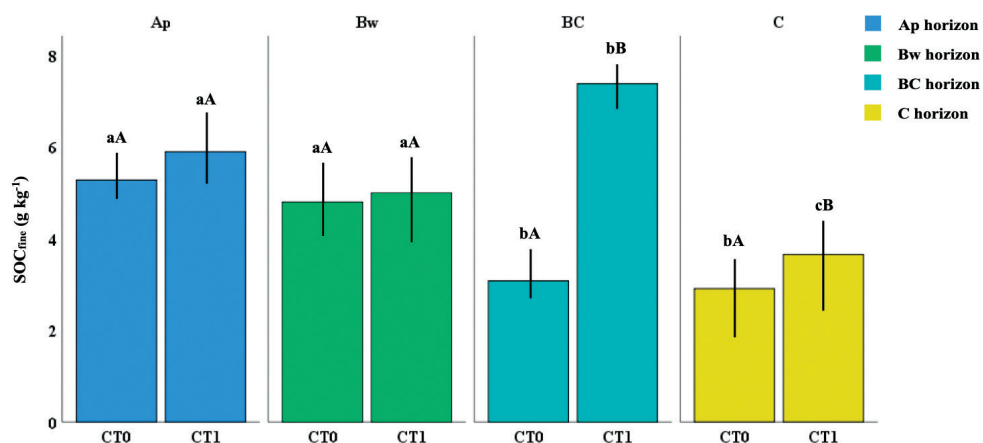


Figura 4. SOC_{fine} ($<20 \mu\text{m}$) por horizontes del suelo según la influencia del CT a lo largo del tiempo. CT0-2003; CT1-2018. Letras minúsculas diferentes sobre las barras de error indican diferencias significativas en profundidad a lo largo del perfil del suelo a $p < 0,05$. Letras mayúsculas diferentes sobre las barras de error indican diferencias significativas entre los dos periodos de tiempo a $p < 0,05$.

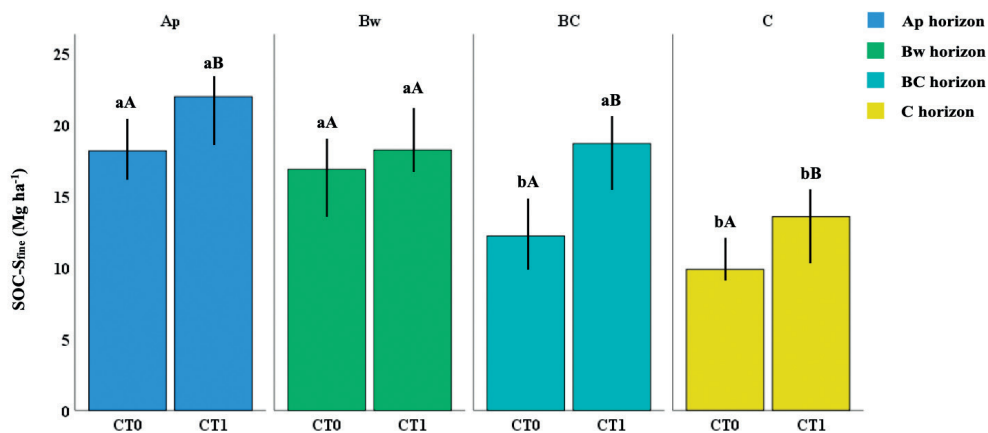


Figura 5. SOC- S_{fine} (<20 μm) b por horizontes del suelo según la influencia del CT a lo largo del tiempo. CT0-2003; CT1-2018. Letras minúsculas diferentes sobre las barras de error indican diferencias significativas en profundidad a lo largo del perfil del suelo a $p < 0,05$. Letras mayúsculas diferentes sobre las barras de error indican diferencias significativas entre los dos periodos de tiempo a $p < 0,05$.

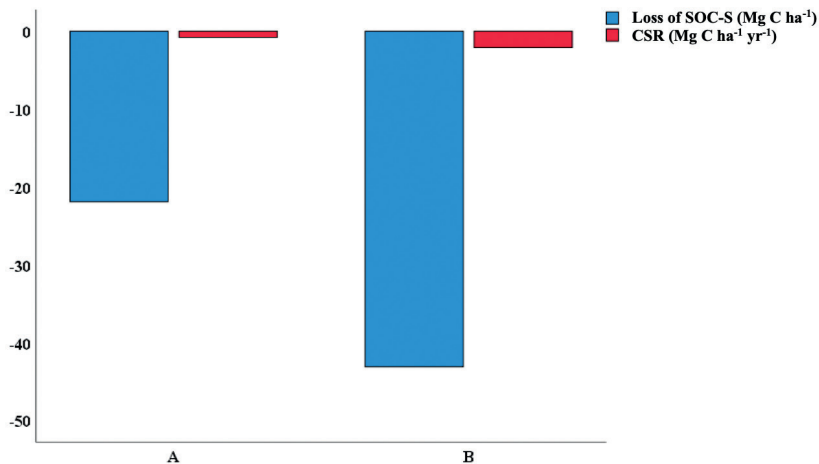


Figura 6. Carbon storage rate (CSR) en función de la duración del experimento en años (CT0 (2003) comparado con CT1 (2018)). La letra A corresponde a los primeros 40 cm de suelo, la letra B corresponde al perfil completo del suelo. El 0 representa el contenido inicial.

4.2. ¿Puede la diversificación de cultivos aumentar el carbono orgánico del suelo y alcanzar el objetivo del 4% en un olivar tradicional de secano a corto plazo?

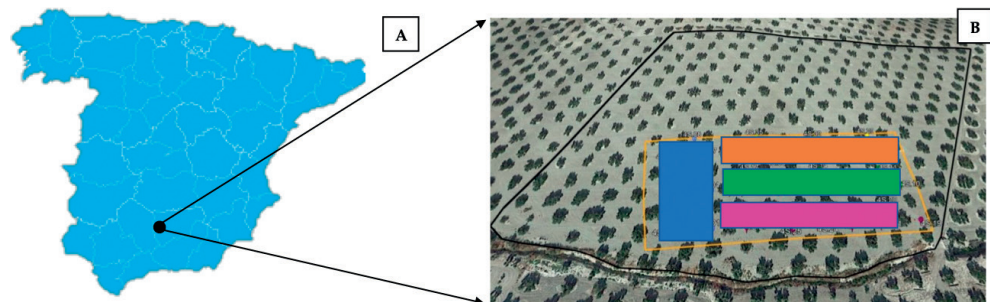


Figura 1. Mapa de localización de la zona de estudio (García-Torredelcampo (Jaén-España) (A) y vista aérea de los tratamientos experimentales (B). Laboreo convencional (azul), cultivo de azafrán (naranja), cultivo de avena (verde) y cultivo de lavanda (morado).

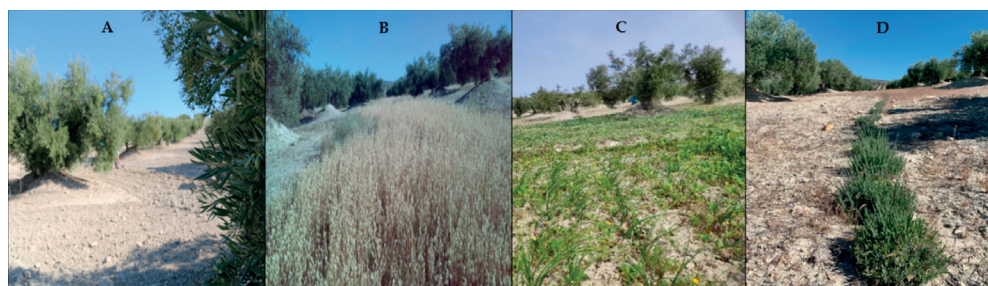


Figura 2. Sistemas de gestión aplicados en la zona de estudio: (A) Monocultivo de olivo bajo laboreo convencional, y (B) Olivar intercalado con Vicia sativa y Avena sativa en rotación, (C) Olivar intercalado con Crocus sativus and (D) Olivar intercalado con Lavandula x Intermedia.

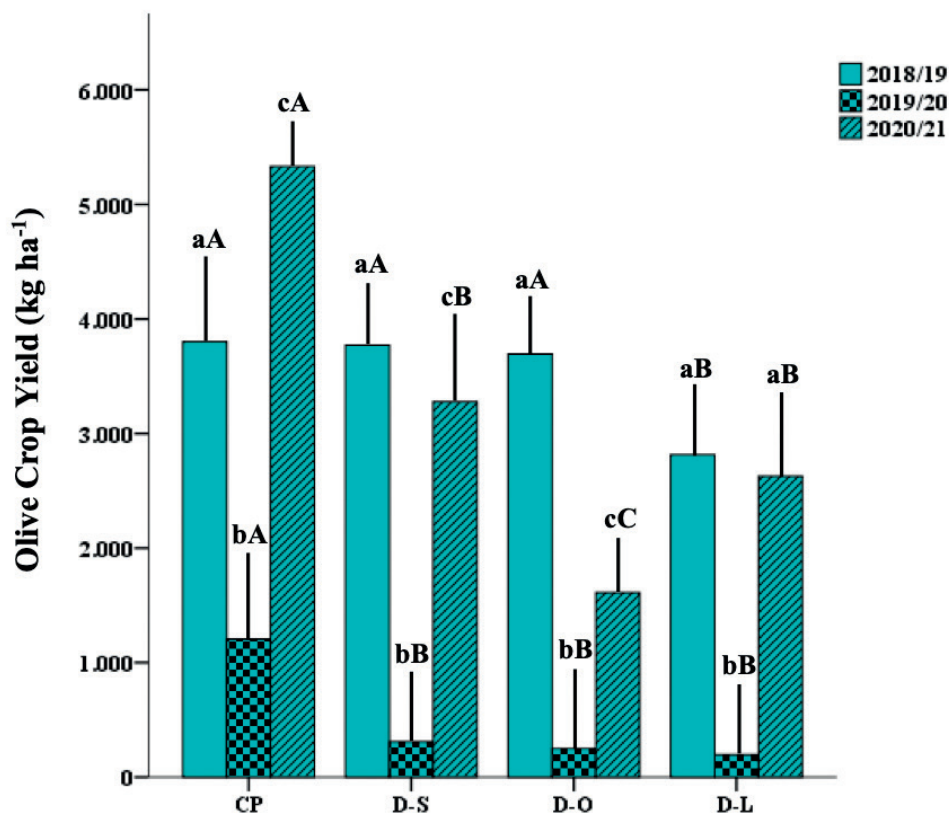


Figura 3. Rendimiento medio del cultivo de olivo bajo diversificaciones de laboreo convencional (CP); azafrán (D-S); avena (D-O) y lavanda (D-L) a lo largo del tiempo (2018/19 (barras azules), 2019/20 (barras azules con la parcela uno) y 2020/2021 (barras azules con la parcela dos)). Letras minúsculas diferentes sobre las barras de error indican diferencias significativas para la misma gestión entre los tres periodos de tiempo a $p < 0,05$. Letras mayúsculas distintas encima de las barras de error indican diferencias significativas entre las distintas gestiones durante el mismo periodo de tiempo a $p < 0,05$.

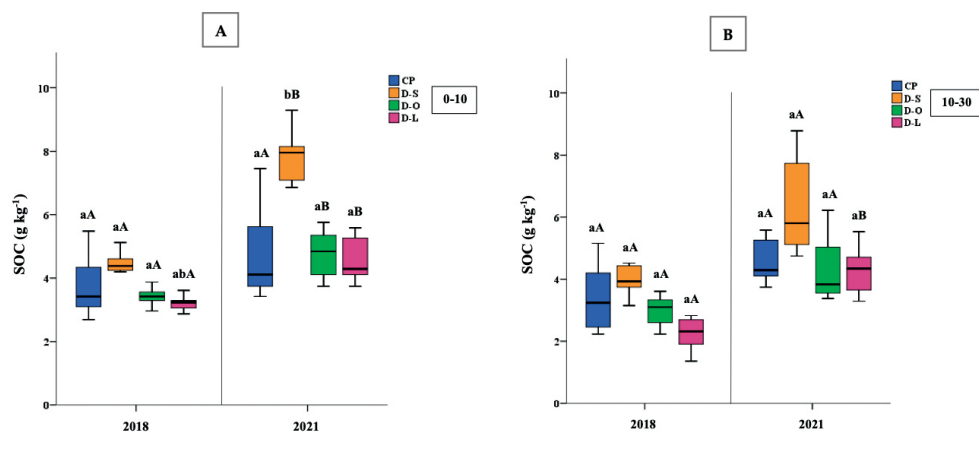


Figura 4. SOC (g kg^{-1}) bajo diversificaciones de labranza convencional (CP; barras azules); azafrán (D-S; barras naranjas); avena (D-O; barras verdes) y lavanda (D-L; barras moradas) a 0-10 cm (Figura A) y 10-30 cm (Figura B) de profundidad a lo largo del tiempo (2018-2021). Letras minúsculas diferentes encima de las barras de error para la misma capa de suelo indican diferencias significativas entre las diferentes gestiones durante el mismo período de tiempo a $p < 0,05$. Letras mayúsculas diferentes sobre las barras de error para la misma capa de suelo indican diferencias significativas para la misma gestión entre los dos periodos de tiempo a $p < 0,05$.

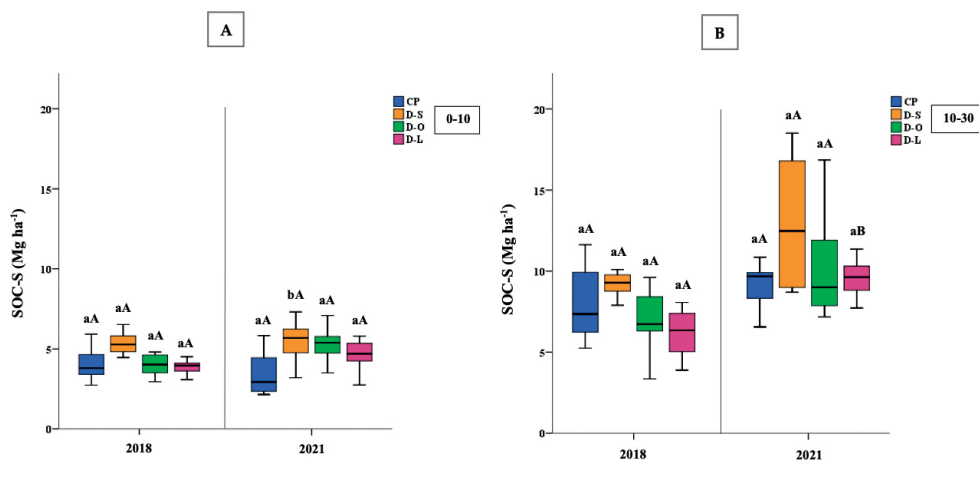


Figura 5. SOC-S (Mg ha^{-1}) bajo diversificaciones de labranza convencional (CP; barras azules); azafrán (D-S; barras naranjas); avena (D-O; barras verdes) y lavanda (D-L; barras moradas) a 0-10 cm (Figura A) y 10-30 cm (Figura B) de profundidad a lo largo del tiempo (2018-2021). Letras minúsculas diferentes encima de las barras de error para la misma capa de suelo indican diferencias significativas entre las diferentes gestiones durante el mismo período de tiempo a $p < 0,05$. Letras mayúsculas diferentes sobre las barras de error para la misma capa de suelo indican diferencias significativas para la misma gestión entre los dos periodos de tiempo a $p < 0,05$.

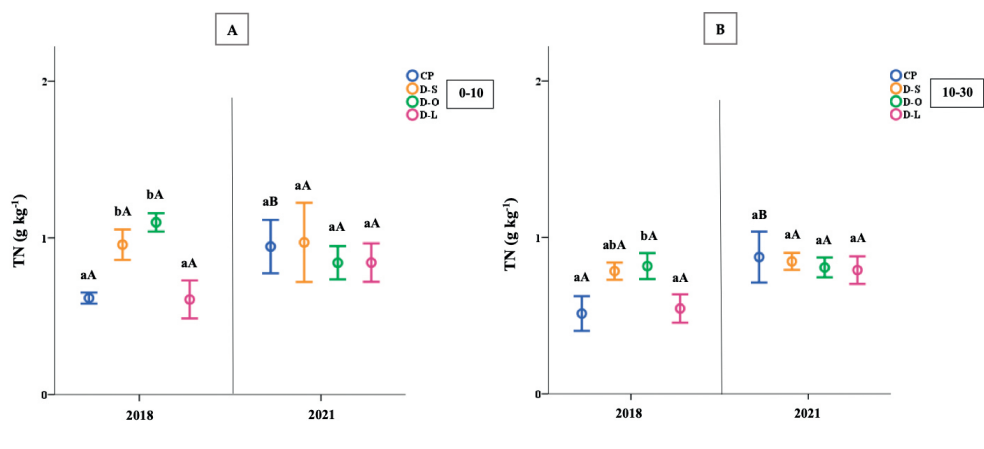


Figura 6. TN (g kg⁻¹) bajo diversificaciones de labranza convencional (CP; barras azules); azafrán (D-S; barras naranjas); avena (D-O; barras verdes) y lavanda (D-L; barras moradas) a 0-10 cm (Figura A) y 10-30 cm (Figura B) de profundidad a lo largo del tiempo (2018-2021). Letras minúsculas diferentes encima de las barras de error para la misma capa de suelo indican diferencias significativas entre las diferentes gestiones durante el mismo período de tiempo a $p < 0,05$. Letras mayúsculas diferentes sobre las barras de error para la misma capa de suelo indican diferencias significativas para la misma gestión entre los dos periodos de tiempo a $p < 0,05$.

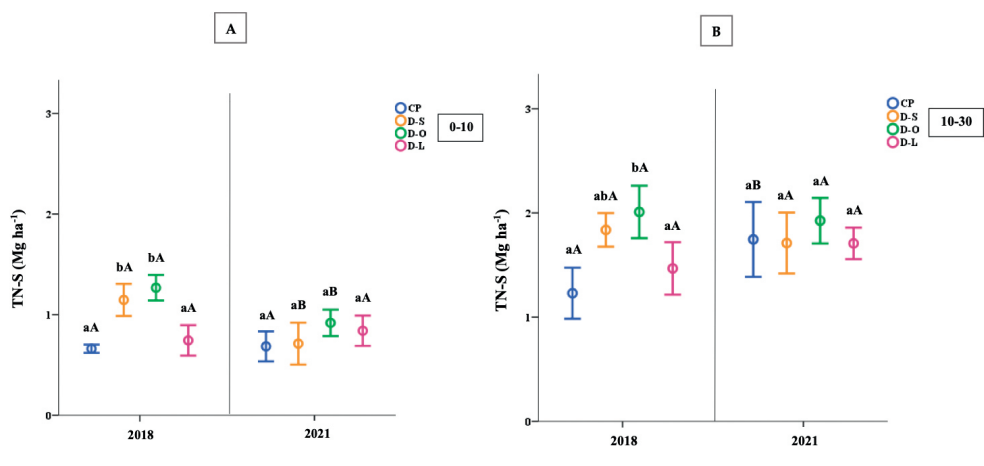


Figura 7. TN-S (Mg ha⁻¹) bajo diversificaciones de labranza convencional (CP; barras azules); azafrán (D-S; barras naranjas); avena (D-O; barras verdes) y lavanda (D-L; barras moradas) a 0-10 cm (Figura A) y 10-30 cm (Figura B) de profundidad a lo largo del tiempo (2018-2021). Letras minúsculas diferentes encima de las barras de error para la misma capa de suelo indican diferencias significativas entre las diferentes gestiones durante el mismo período de tiempo a $p < 0,05$. Letras mayúsculas diferentes sobre las barras de error para la misma capa de suelo indican diferencias significativas para la misma gestión entre los dos periodos de tiempo a $p < 0,05$.

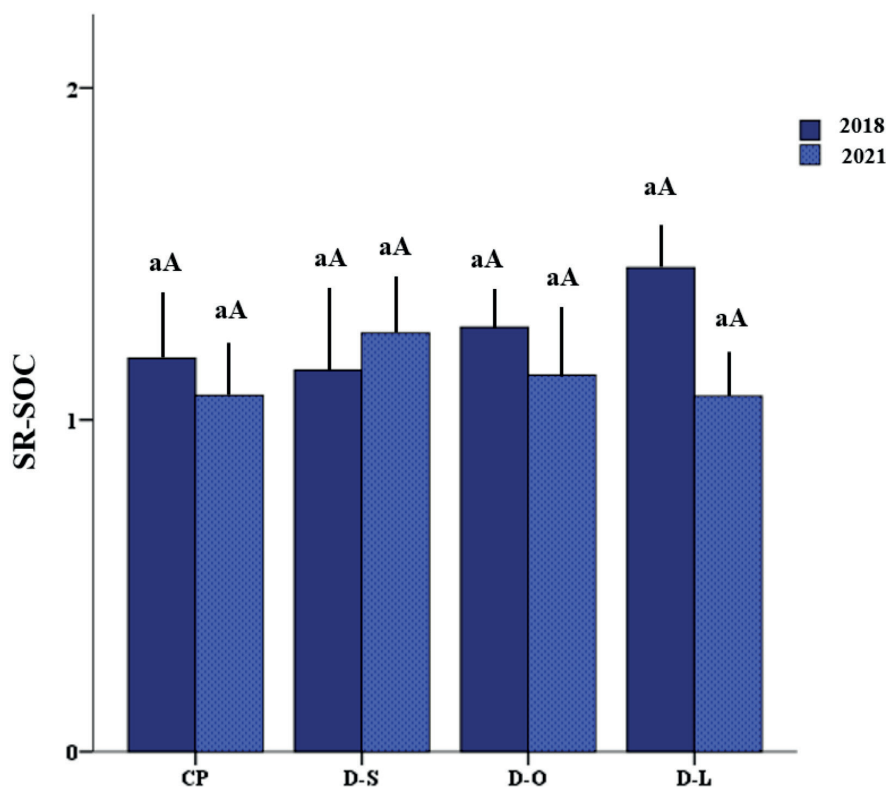


Figura 8. SR-SOC bajo laboreo convencional (CP); azafrán (D-S); avena (D-O) y lavanda (D-L) a lo largo del tiempo (2018 (barras azules) y 2021 (barras azules con parcela)). Letras minúsculas distintas sobre las barras de error indican diferencias significativas entre las distintas gestiones a lo largo del mismo periodo de tiempo a $p < 0,05$. Letras mayúsculas distintas sobre las barras de error indican diferencias significativas para la misma gestión entre los dos periodos de tiempo a $p < 0,05$.

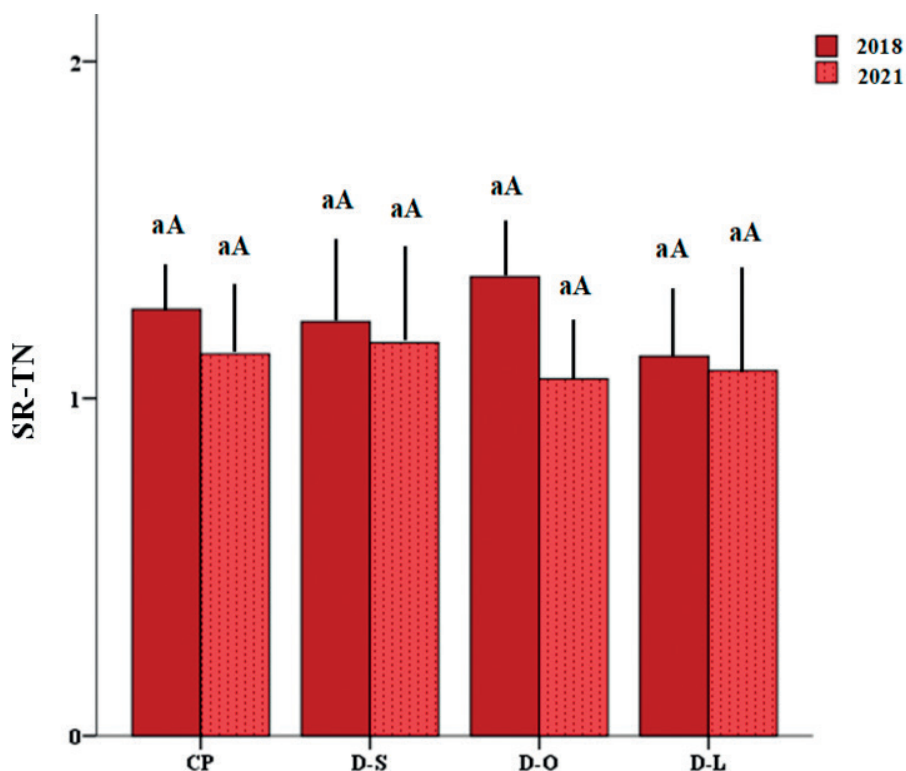


Figura 9. SR-TN bajo laboreo convencional (CP); azafrán (D-S); avena (D-O) y lavanda (D-L) a lo largo del tiempo (2018 (barras azules) y 2021 (barras azules con parcela)). Letras minúsculas distintas sobre las barras de error indican diferencias significativas entre las distintas gestiones a lo largo del mismo periodo de tiempo a $p < 0,05$. Letras mayúsculas diferentes sobre las barras de error indican diferencias significativas para la misma gestión entre los dos periodos de tiempo a $p < 0,05$.

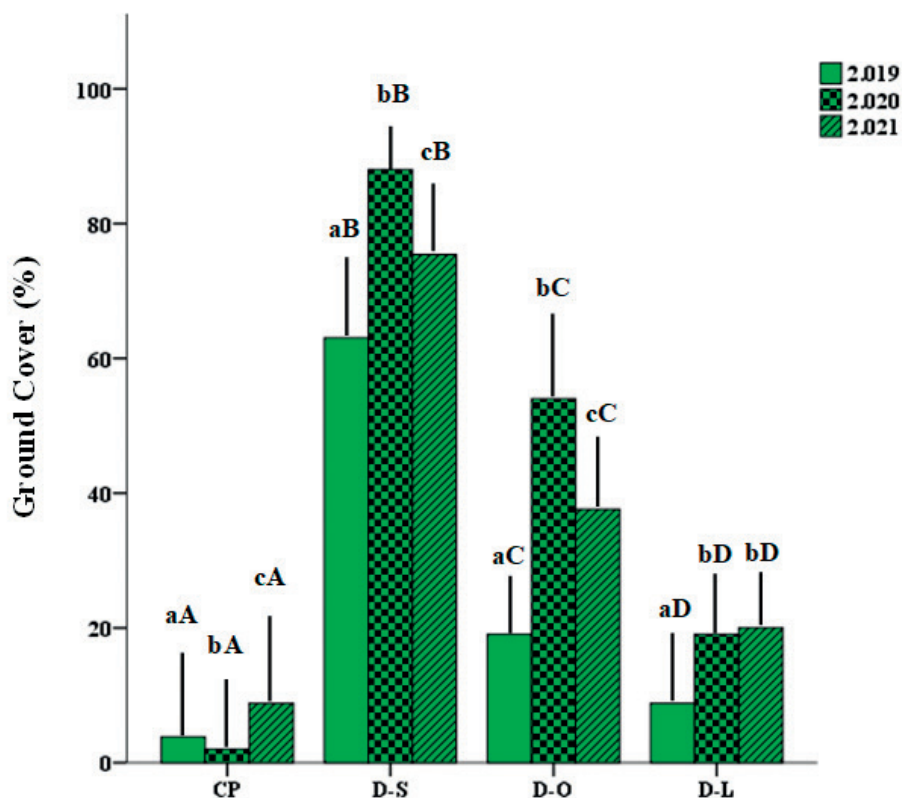


Figura 10. Porcentaje de cobertura vegetal bajo laboreo convencional (CP); azafrán (D-S); avena (D-O) y lavanda (D-L) a lo largo del tiempo: 2018/19 (barras verdes), 2019/20 (barras verdes con la parcela uno) y 2020/2021 (barras verdes con la parcela dos). Letras minúsculas diferentes sobre las barras de error indican diferencias significativas para la misma gestión entre los tres periodos de tiempo a $p < 0,05$. Letras mayúsculas distintas encima de las barras de error indican diferencias significativas entre las distintas gestiones durante el mismo periodo de tiempo a $p < 0,05$.

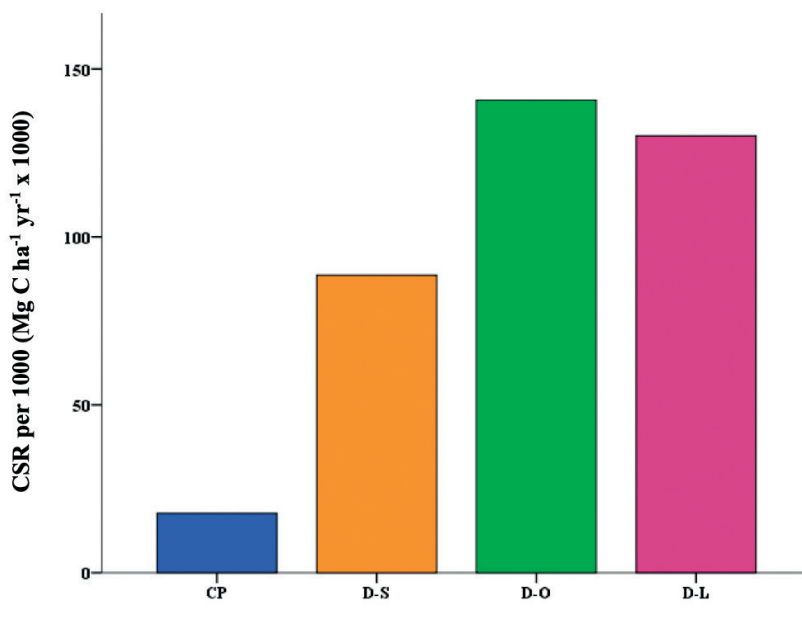


Figura 11. Carbon storage rate per 1000 (CSR per 1000) ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1} \times 1000$) bajo los tratamientos labranza convencional (CP; barras azules); azafrán (D-S; barras naranjas); avena (D-O; barras verdes) y lavanda (D-L; barras moradas), en función de la duración del experimento en años (2018-2021) y correspondientes a los primeros 30 cm de suelo.

Tabla 1. Variación del SOC-S según manejo (laboreo convencional (CP); azafrán (D-S); avena y veza en rotación (D-O) y lavanda (D-L) más cubierta espontánea) y relaciones $\text{CO}_2\text{-eq}$ en olivar mediterráneo de secano en la zona de estudio. Los datos son medias $\pm$ DE.

Year	Management	Soil depth	T-SOC-S (Mg ha ⁻¹)	ΔT-SOC-S (Mg ha ⁻¹) (2018/2021)	ΔCO ₂ -eq (Mg ha ⁻¹) (2018/2021)	CO ₂ -eq y ⁻¹ (Mg ha ⁻¹)
2018	CP	0-10 cm 10-30 cm	11.87±1.05			
2021	CP	0-10 cm 10-30 cm	12.69±1.72	0.82±1.38	3.01	1.00
	D-S	0-10 cm 10-30 cm	18.38±2.66	6.51±1.86	23.89	7.96
	D-O	0-10 cm 10-30 cm	15.53±2.16	3.66±1.61	13.43	4.48
	D-L	0-10 cm 10-30 cm	13.93±1.12	2.06±1.09	7.56	2.52
	Average (D-S, D-O, D-L)		15.95±1.98	4.08±1.63	14.96	4.99
	2021					

SD: Desviación estándar; T-SOC-S: Stock total de C orgánico del suelo (0-10cm + 10-30cm); Δ T-SOC-S: Aumento en el periodo T-SOC-S 2018-2021; Δ CO₂-eq: CO₂-eq es un término para describir diferentes GEI en una unidad estándar. Para cualquier cantidad y tipo de GEI, CO₂-eq significa la cantidad de CO₂ que tendría el impacto equivalente en el calentamiento global. El peso atómico de un átomo de carbono es 12, y el peso atómico del oxígeno es 16, por lo que el peso atómico total del CO₂ es 44 ($12 + (16 \times 2) = 44$) ($44/12 = 3,67$) (IPCC, 2014 y FAO, 2018).

4.3. ¿Puede la diversificación de cultivos a corto plazo reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en un olivar mediterráneo de secano?

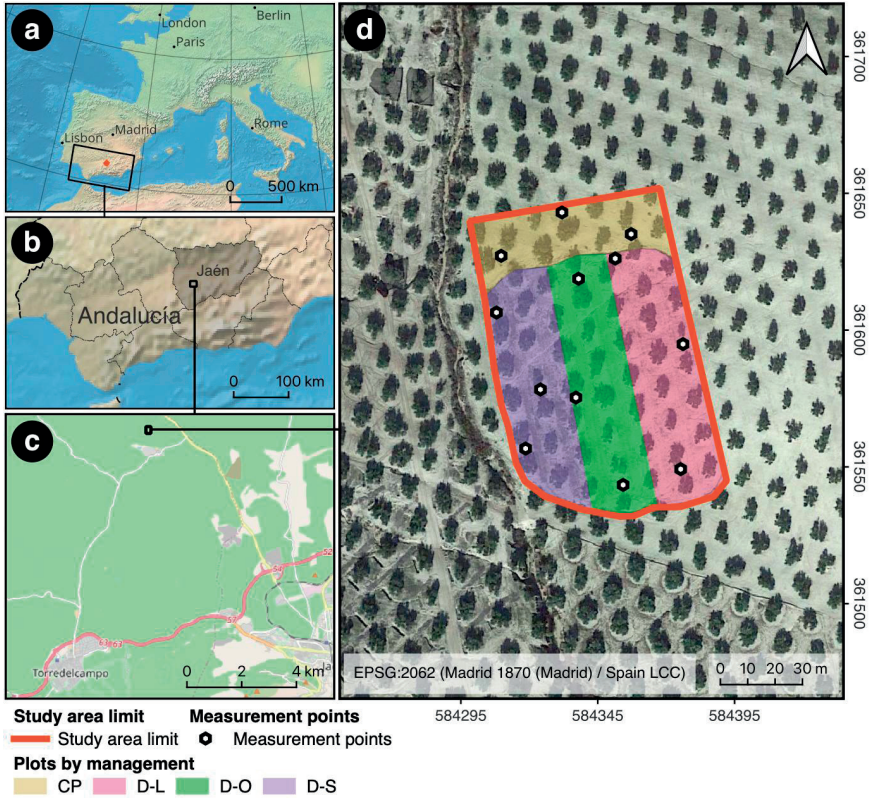


Figura 1. Localización de la zona de estudio. Mapa de España (a). Región de Andalucía donde se destaca en gris oscuro la provincia de Jaén y el municipio de Torredelcampo (recuadro negro) (b). Municipio de Torredelcampo donde se marca la zona de estudio (recuadro negro) (c). Vista aérea de su delimitación (contorno rojo) y de los tratamientos experimentales (d).

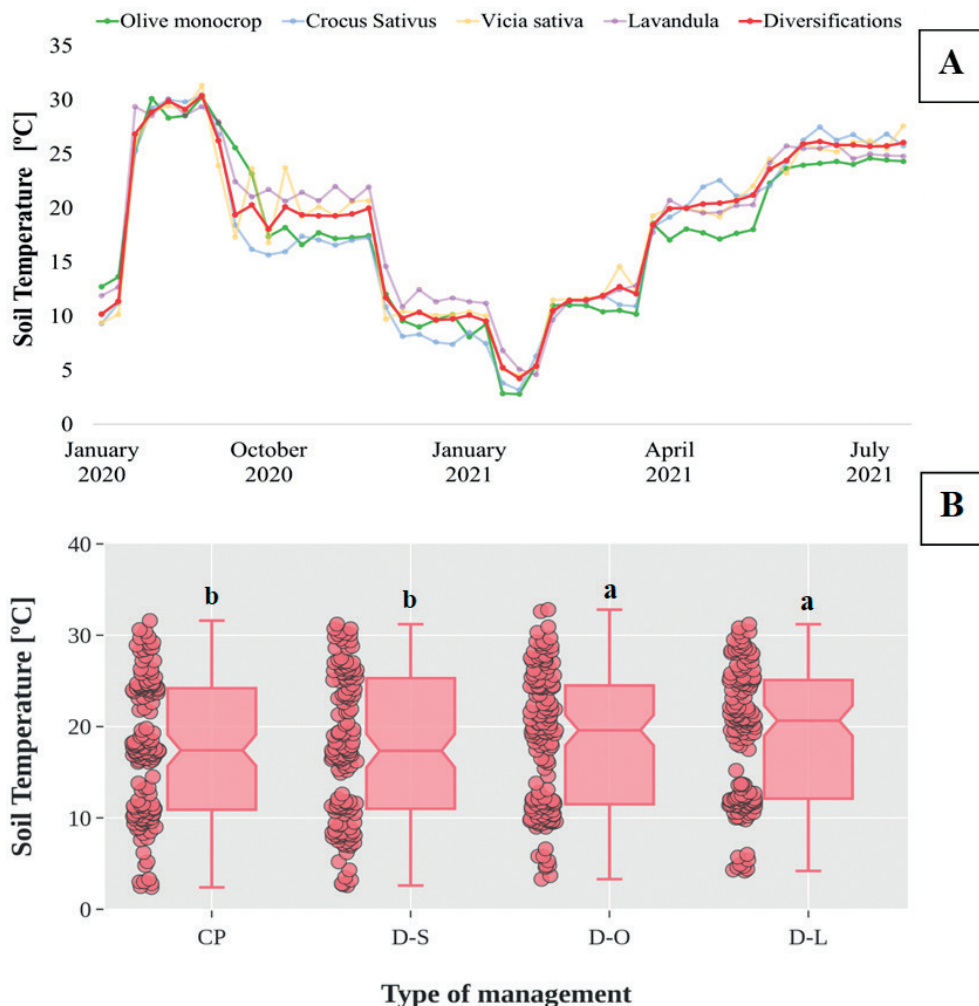


Figura 2. Evolución de la temperatura del suelo bajo los tratamientos monocultivo de olivo (CP); Olivar intercalado con *Crocus sativus* (D-S); Olivar intercalado con *Vicia sativa* and Avena sativa in rotation (D-O) y olivar intercalado con *Lavandula* (D-L) a lo largo del tiempo (2020-2021) (A) y la temperatura del suelo entre los diferentes tratamientos (CP, D-S, D-O y D-L) considerando todo el periodo de estudio (B). Letras minúsculas distintas sobre las barras de error en la figura B indican diferencias significativas entre los distintos tratamientos a lo largo del periodo de tiempo considerado a $p < 0,05$.

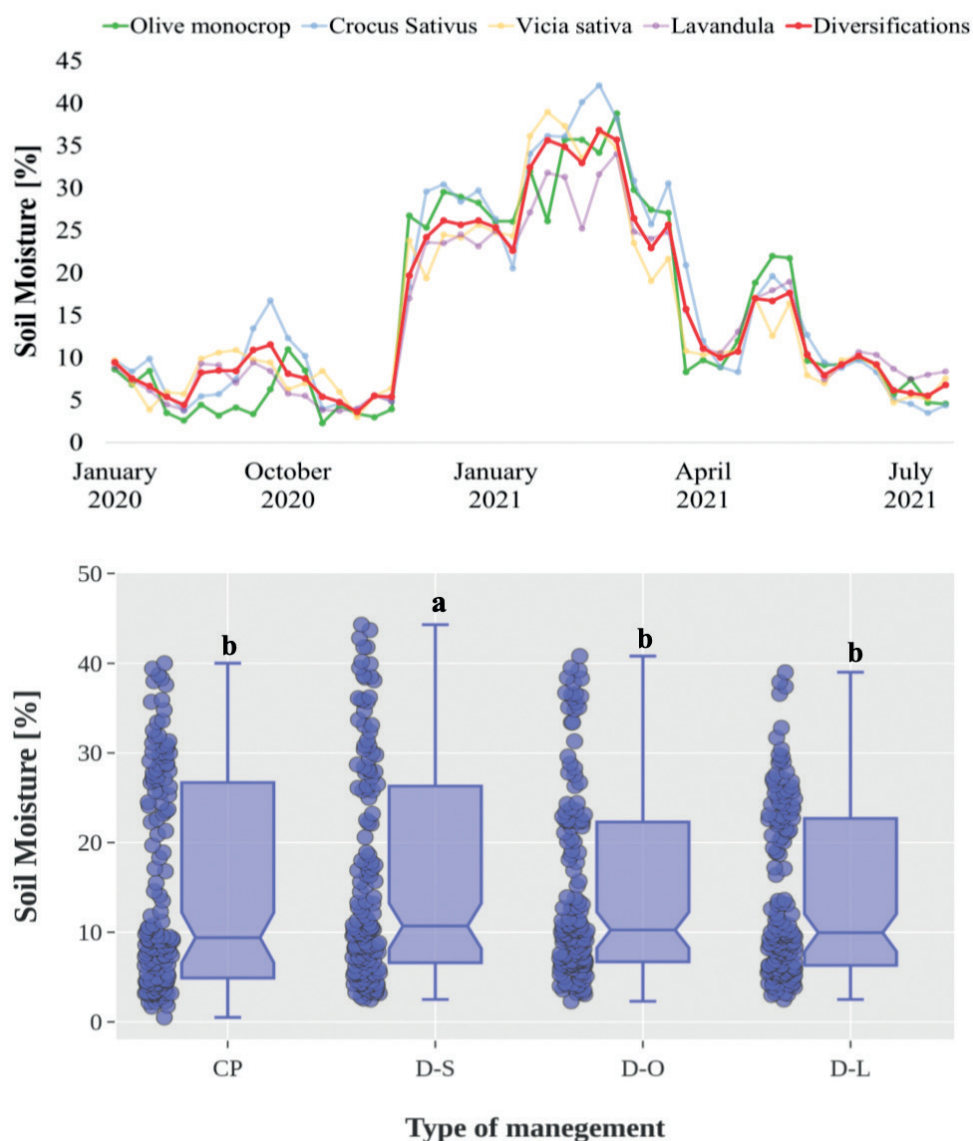


Figura 3. Evolución de la humedad del suelo bajo los tratamientos monocultivo de olivo (CP); Olivar intercalado con *Crocus sativus* (D-S); Olivar intercalado con *Vicia sativa* and *Avena sativa* in rotation (D-O) y olivar intercalado con *Lavandula* (D-L) a lo largo del tiempo (2020-2021) (A) y la humedad del suelo entre los diferentes tratamientos (CP, D-S, D-O y D-L) considerando todo el periodo de estudio (B). Letras minúsculas distintas sobre las barras de error en la figura B indican diferencias significativas entre los distintos tratamientos a lo largo del periodo de tiempo considerado a $p < 0,05$.

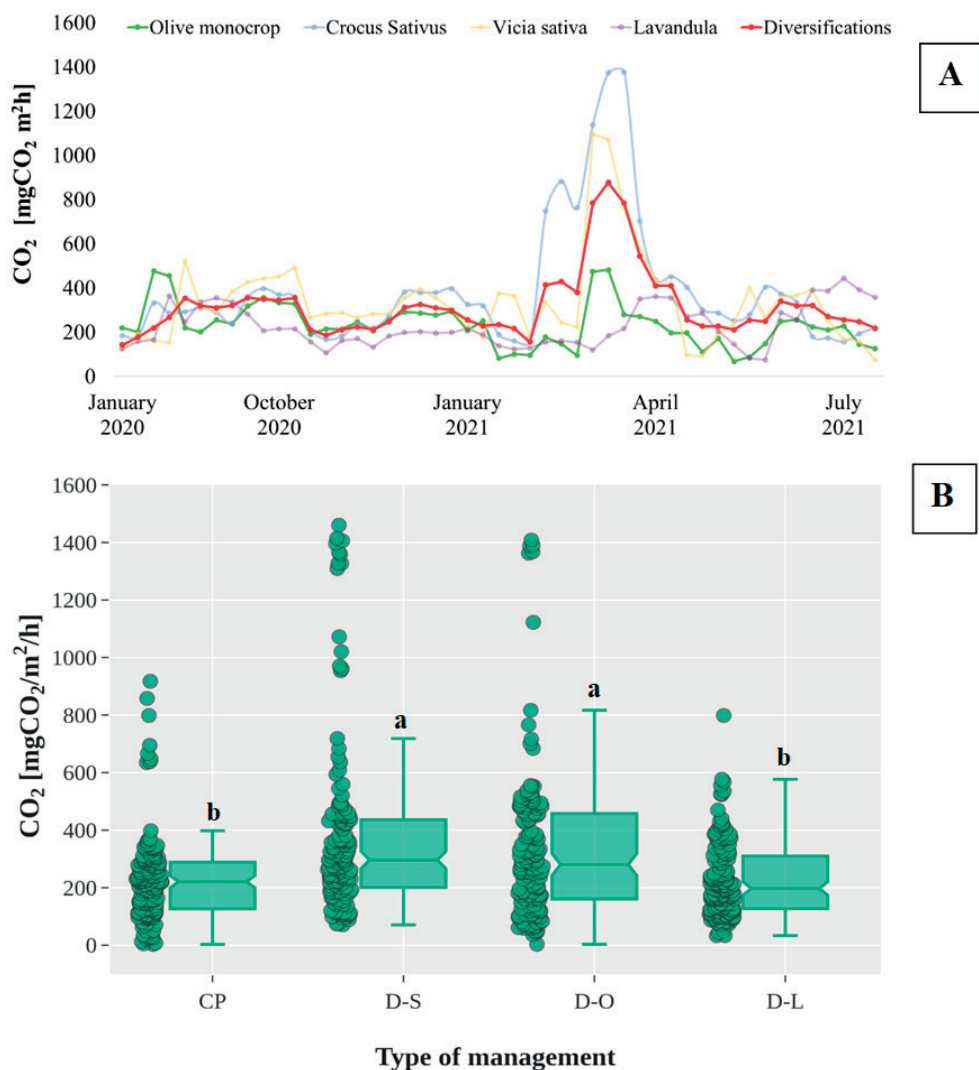


Figura 4. Tasas de emisión de CO₂ del suelo bajo los tratamientos monocultivo de olivo (CP); Olivar intercalado con *Crocus sativus* (D-S); Olivar intercalado con *Vicia sativa* and *Avena sativa* in rotation (D-O) y olivar intercalado con *Lavandula* (D-L) a lo largo del tiempo (2020-2021) (A) y tasas de emisión de CO₂ del suelo entre los diferentes tratamientos (CP, D-S, D-O y D-L) considerando todo el periodo de estudio (B). Letras minúsculas distintas sobre las barras de error en la figura B indican diferencias significativas entre los distintos tratamientos a lo largo del periodo de tiempo considerado a $p < 0,05$.

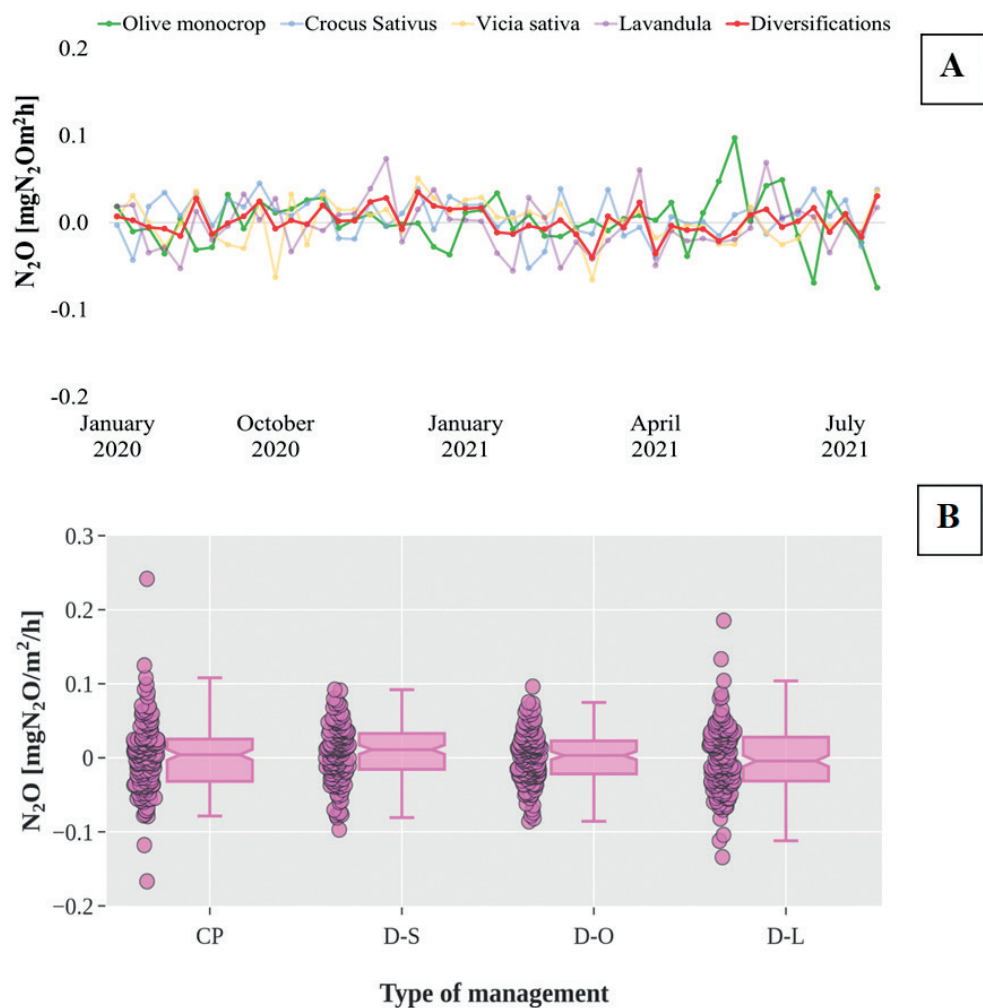


Figura 5. Tasas de emisión de N_2O del suelo bajo los tratamientos monocultivo de olivo (CP); Olivar intercalado con *Crocus sativus* (D-S); Olivar intercalado con *Vicia sativa* and *Avena sativa* in rotation (D-O) y olivar intercalado con *Lavandula* (D-L) a lo largo del tiempo (2020-2021) (A) y tasas de emisión de N_2O del suelo entre los diferentes tratamientos (CP, D-S, D-O y D-L) considerando todo el periodo de estudio (B).

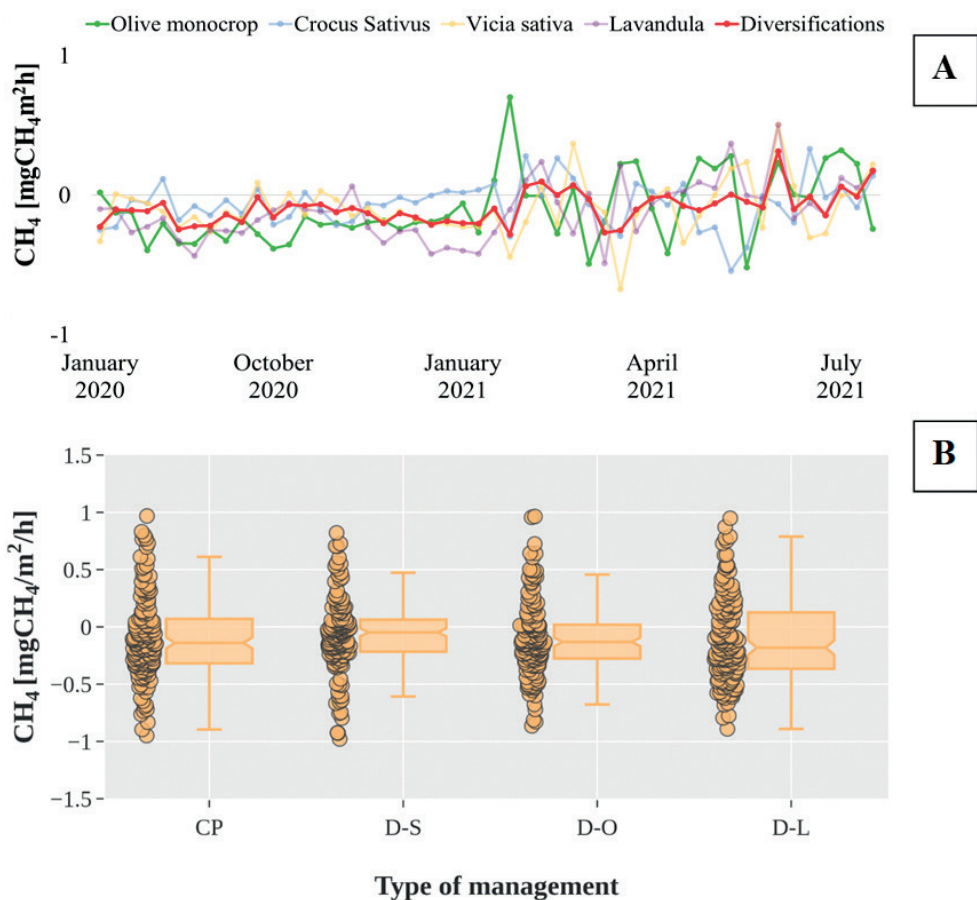


Figura 6. Tasas de emisión de CH₄ del suelo bajo los tratamientos monocultivo de olivo (CP); Olivar intercalado con *Crocus sativus* (D-S); Olivar intercalado con *Vicia sativa* and *Avena sativa* in rotation (D-O) y olivar intercalado con *Lavandula* (D-L) a lo largo del tiempo (2020-2021) (A) y tasas de emisión de CH₄ del suelo entre los diferentes tratamientos (CP, D-S, D-O y D-L) considerando todo el periodo de estudio (B).

