Universidad de Jaén

Escuela de Doctorado

TESIS DOCTORAL

•

BALANCE Y HUELLA DE CARBONO EN OLIVARES ANDALUCES BAJO DISTINTAS PRÁCTICAS DE MANEJO

PRESENTADA POR:
Milagros Torrús Castillo

DIRIGIDA POR:
Roberto García Ruiz
Julio Antonio Calero González

JAÉN, FECHA

ISBN

UNIVERSIDAD DE JAÉN

Tesis doctoral

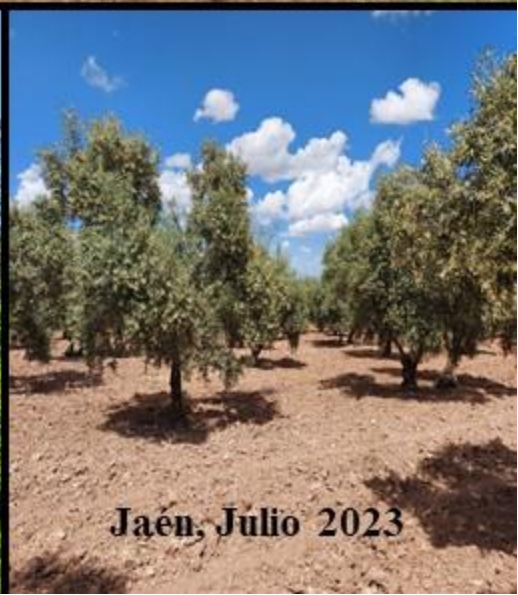
•

Balance y huella de carbono en olivares andaluces bajo distintas prácticas de manejo

Milagros Torrús Castillo

Directores:

Roberto García Ruiz
Julio Antonio Calero González



Jaén, Julio 2023

Con cariño a todas las personas
que han hecho posible esta tesis,
y en especial a mis padres y hermanos…

UNIVERSIDAD DE JAÉN

FINANCIACIÓN

Esta tesis doctoral ha sido realizada a través del programa de ayudas para la formación de profesorado universitario (FPU), en la convocatoria de 2018, del Ministerio de Universidades del Gobierno de España. A su vez, también se ha contado con la financiación del proyecto PRIMA-H2020 SUSTAINOLIVE (grant nº1811) y cofinanciado por la Unión Europea a través de fondos FEDER ("FEDER de Andalucía 2014-2020").

AGRADECIMIENTOS

No me creo que esté escribiendo estas palabras, de hecho, tengo un pequeño nudo en la garganta y algunas lágrimas caen por mi cara. Me es difícil expresar todo lo que siento y lo que he vivido durante esta etapa, que sin duda me ha marcado un antes y un después. Probablemente no sea la misma persona que la que se embarcó de lleno hace casi cuatro años en este mundo, ya que no se puede explicar con palabras cada minuto vivido. Recuerdo que mi primer día oficial fue en la noche europea de los investigadores, y desde ese entonces han sido innumerables las personas que han aparecido en mi camino y a las que debo agradecer, y que me llevaría a escribir las mismas páginas que las que me ha supuesto completar la redacción de la tesis o incluso más. No quisiera olvidarme de ninguno de vosotros, porque para mí habéis sido un pilar fundamental para llegar hasta aquí. Doy gracias infinitas a todos aquellos congresos, cursos, jornadas, a mi maravillosa estancia doctoral en Perugia que nunca olvidaré, a mis alumnos que me han hecho disfrutar de la docencia, a mis directores de tesis y al resto de personal de la UJA, amigos, olivicultores... Hay tantas personas, que no daría abasto a escribirlas, así que gracias y nuevamente gracias a todos vosotros que habéis aparecido en mi camino, y me habéis ayudado a avanzar, ya sea resolviéndome dudas, con consejos, apoyándome, sacándome una sonrisa, y muchos de vosotros convirtiéndose en grandes amigos. Me vais a perdonar, pero el agradecimiento más grande va dedicado a mis padres y a mis hermanos, sin ellos desde luego que no sería nada, ni hubiese llegado a ser la persona en la que me he convertido. Siempre están ahí para lo bueno y lo malo, dando su apoyo incondicional desde el minuto uno, alentando, preocupándose por mí, pese a que en los momentos más duros uno pague sus problemas con las personas a las que más quieres en esta vida. Ellos también han vivido como yo todo mi proceso, y estaré eternamente agradecida por tener a la familia que tengo, os quiero en el alma.

Mi última reflexión es que hay que luchar hasta el final pase lo que pase, los frutos no se recogen de un día a otro. Ninguna lucha es en vano, aunque nuestras cabezas piensen lo contrario o el universo se ponga en nuestra contra. Poco a poco, con ganas, ilusión, empatía, humildad y constancia, vamos avanzando en el camino que vamos creando, a base de aprendizaje, dejando huellas y recogiendo todas las vivencias que nos encontramos en él, como ya lo decía Antonio Machado: *"Caminante no hay camino, se hace camino al andar"*, y por supuesto, y dando un toque de humor, a ese camino hay que darle un ritmo porque sin música mi camino no tendría sentido.

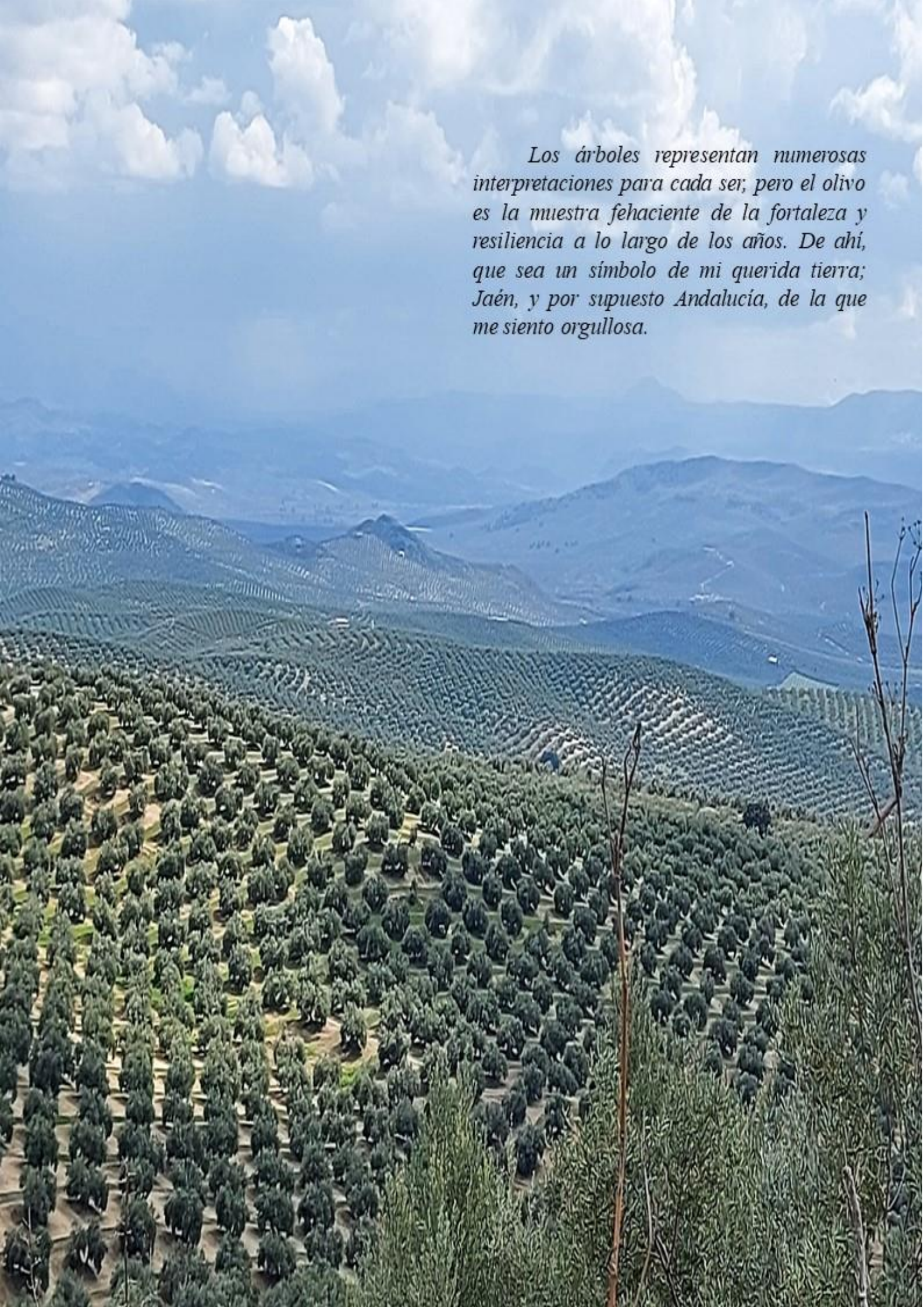
¡Gracias a cada uno de vosotros!

ACKNOWLEDGMENT

I cannot believe I am writing these words, in fact, I have a small lump in my throat and some tears are falling down my face. It is difficult for me to express everything I feel and what I have experienced during this stage, which has undoubtedly marked a before and after for me. I am probably not the same person as the one who fully embarked almost four years ago on this journey, since words cannot explain every minute lived. I remember that my first official day was the European researchers' night, and since then there have been countless people who have appeared on my path and whom I must thank, and who would lead me to write the same amount of pages as that of the thesis. I do not want to forget any of you, because for me you have been a fundamental pillar to get here. I am infinitely grateful for all those congresses, courses, working days, to my wonderful doctoral stay in Perugia that I will never forget, to my students who have made me enjoy teaching, to my thesis directors and the rest of the UJA staff, friends, olive growers... There are so many people, that I would not be able to write them down, so thank you and thank you again to all of you who have appeared on my path, and have helped me move forward, either by solving my doubts, with advice, supporting me, making me smile, and many of you becoming great friends. You will forgive me, but the greatest thanks go to my parents and my siblings, without them I would certainly be nothing, nor would I have become the person I have become. They are always there through good and bad times, giving their unconditional support from minute one, encouraging me, and worrying about me; despite the fact that in the hardest moments, human beings, take our problems out with the people we love the most. They have also gone through everything with me, and I will be eternally grateful for having the family that I have, I love you in my soul.

My last thought is that you have to fight until the end, no matter what, the fruits are not reaped from one day to the next. No fight is in vain, even if our heads think otherwise or the universe turns against us. Step by step, with desire, enthusiasm, empathy, humility and perseverance, we are advancing on the path that we are creating, based on learning, leaving traces and collecting all the experiences that we find in it. As Antonio Machado said: *"Traveller, there is no path, the path is made by walking"*. Lastly, and with a touch of humour, this path must be given a rhythm because without music my path would not make sense.

Thanks to each one of you!



Los árboles representan numerosas interpretaciones para cada ser, pero el olivo es la muestra fehaciente de la fortaleza y resiliencia a lo largo de los años. De ahí, que sea un símbolo de mi querida tierra; Jaén, y por supuesto Andalucía, de la que me siento orgullosa.

RESUMEN

La agricultura tiene una gran repercusión a nivel ambiental, socio-cultural y económica. La población sigue aumentado año tras año, por lo que se espera una explotación más intensiva de las tierras cultivables para abastecer la demanda mundial de alimentos, lo que repercute a las zonas más vulnerables debido al incremento de los precios de los alimentos. Este hecho, ya se ha vivido debido a las alteraciones generadas por la COVID-19 o la guerra en Ucrania, que agravaron la situación como consecuencia de los elevados precios de los servicios agrícolas, los fertilizantes y la energía. La producción de alimentos conlleva a la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), a la sobreexplotación de recursos hídricos, a la alteración del paisaje y a la pérdida de biodiversidad. Por lo tanto, es necesaria la transición a una agricultura sostenible donde se potencie el desarrollo de prácticas de manejo sostenibles, que satisfagan las necesidades de la población presente y futura, siendo esta rentable económicamente, y asegurando la conservación del medio ambiente al igual que se garantiza una equidad social. Asumiendo la problemática del cambio climático, y la necesidad de reducir las emisiones de GEI, en los últimos años han surgido iniciativas como la de 4 por mil o *carbon farming*, que promueven este tipo de prácticas de gestión con el fin de que la agricultura sea sumidero de CO_2 y no fuente, ya que a pesar de contribuir a las emisiones de gases de efecto invernadero, la agricultura es capaz de compensar las emisiones de CO_2 bajo manejos apropiados.

El olivar es el cultivo leñoso más ampliamente distribuido en el mundo, siendo España el país con mayor superficie de olivar cultivada, y dentro de este, la comunidad autónoma de Andalucía, donde el olivar vertebra la vida socioeconómica y cultural, así como el paisaje de numerosos pueblos. Por tanto, cualquier cambio que se produzca en el manejo del olivar, no sólo va a tener repercusiones en aspectos económicos, sociales y culturales, sino también a nivel ambiental, al menos a una escala regional. Muchos son los impactos ambientales del modelo predominante del cultivo del olivar: pérdidas de suelo como consecuencia de la eliminación de la cubierta vegetal espontánea a partir de herbicidas, sobreexplotación de acuíferos, aparición de nuevas enfermedades y patógenos, pérdidas de biodiversidad, etcétera. De ahí, la importancia de implementar prácticas de manejo sostenibles, aprovechando la distribución regular de los olivos, como puede ser la presencia de cubierta vegetal, la incorporación de restos de poda picados, la aplicación de alperujos o estiércol, entre otras prácticas, que están orientadas a una mayor acumulación a largo plazo de carbono orgánico en el suelo. Además, debido al carácter permanente del olivo, este tiene un gran potencial de contribución a la mitigación del cambio climático. Teniendo en cuenta que es el cultivo predominante de numerosos pueblos de Andalucía y de la cuenca del Mediterráneo, y que numerosas empresas están implicadas en la cadena de producción de aceite de oliva, desde su producción hasta su trasformación, incluyendo el uso de sus subproductos y residuos, es necesario el desarrollo de herramientas, como puede ser la huella de carbono, que estimen la cantidad de CO_2 equivalente generadas en la producción de un litro de aceite de oliva, con el fin de identificar aquellos procesos o fases con mayor emisión de CO_2 eq, y así poder actuar sobre estas y lograr un mayor nivel de descarbonización. Además, puede ser una herramienta útil de incentivo económico para aquellos olivicultores que implementen de manera voluntaria prácticas de manejo sostenibles que aumentan y protegen las reservas de carbono. Sin embargo, no hay un consenso en las metodologías empleadas para calcular la huella de carbono en el olivar. Las calculadoras existentes que estiman la

huella de carbono, no tienen en cuenta los flujos de entradas y salidas de carbono con incidencia importante en la dinámica del carbono. Por ejemplo, no tienen en cuenta la acumulación de carbono en las estructuras permanentes del árbol (carbono biogénico), las pérdidas de carbono por erosión del suelo, o la emisión de CO_2 desde el suelo derivada de la respiración basal del mismo o de la descomposición de las fuentes de carbono aportadas. Tampoco consideran la dinámica de carbono en el suelo, generando una incertidumbre metodológica que, al no existir conocimiento suficiente de la misma, dificulta que se lleven a cabo prácticas de manejo orientadas a la mitigación del cambio climático por parte de los olivicultores, que al mismo tiempo serían una gran ayuda para ellos como incentivo económico.

El objetivo principal de esta tesis es estimar el balance y la huella de carbono (tanto en la fase de campo como en la fase industrial) en olivares comerciales de Andalucía a lo largo de un gradiente de prácticas de manejo que promueven procesos basados en la naturaleza, además de conllevar a un incremento en las entradas de carbono orgánico en el suelo. Para ello, se seleccionaron 12 parejas de olivares comerciales en Andalucía Oriental y Occidental. Uno de los olivares de cada pareja correspondía a un olivar en el que se llevan a cabo prácticas de manejo que a priori suponen una mayor entrada de carbono (ECO), tales como la implementación de cubierta vegetal, incorporación al suelo de restos de poda triturados, aplicación de alperujo compostado y/o estiércol, e integración de ganado ovino o caballar. El otro olivar de cada par presentaba características similares de suelo, variedad, edad y densidad de plantación, pero en las que no se llevaban a cabo las prácticas citadas. En esta tesis se desarrolla e innova una metodología en la que se miden los principales flujos de carbono que no se han considerado en otros estudios, y que podría permitir al sector del olivar estar preparado ante un escenario de descarbonización de la economía.

El balance de carbono a nivel de finca mostró una gran variabilidad (desde valores – 1.95 hasta + 5.39), y promedió 1.20 ± 0.28 t C ha^{-1} $año^{-1}$, aunque en tres fincas fue negativo. El balance de carbono en el árbol fue positivo en todas las fincas, y promedió 0.54 t C ha^{-1} $año^{-1}$. Sin embargo, a pesar de que el balance de carbono en el suelo para el conjunto de los olivares analizados fue positivo (promedio de 0.65 t C ha^{-1} $año^{-1}$), en cinco fincas fue negativo, ya que las entradas anuales de carbono en el suelo no compensaban las salidas de carbono debidas principalmente a la emisión de CO_2 desde el suelo. La combinación de prácticas de manejo que supusieron mayor entrada de carbono en el suelo tuvo un efecto muy significativo en el balance de carbono en el mismo, en promedio para las fincas que implementaron estas prácticas de manejo, el balance fue de + 1.48 t C ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que en las fincas que no las implementaron fue de - 0.18 t C ha^{-1} $año^{-1}$. Por tanto, en la mayoría de estas últimas, la pérdida de carbono en el suelo fue compensada por la ganancia de carbono en las estructuras permanentes del árbol. Además, se obtuvo una relación lineal positiva y significativa entre las entradas de carbono orgánico derivado de las prácticas de manejo y el balance de carbono en el suelo. Estos resultados reflejan la importancia de las prácticas de manejo en convertir olivares fuentes en olivares sumideros de CO_2.

Considerar o no las absorciones biogénicas (balance de carbono) en la huella de carbono influyó en los resultados. Cuando no se consideraron los flujos de carbono biogénico, la huella de carbono resultó positiva, es decir; emisión neta de CO_2 hacia la atmósfera y, por tanto, los olivares funcionaron como una fuente de CO_2. Las emisiones debidas a externalidades fueron superiores para el conjunto de parcelas intensivas (1471.92 kg CO_2 eq/ha) respecto a aquellas tradicionales (1197.36 kg CO_2 eq/ha), y

también fue mayor en los olivares que no implementaron combinaciones de prácticas de manejo que inciden en mayores entradas de carbono (1368.74 kg CO_2 eq/ha) con respecto a las que sí lo hicieron (1278.59 kg CO_2 eq/ha), aunque las diferencias no fueron significativas. Las emisiones de CO_2 eq fueron mayores en las fincas con riego (1376.97 kg CO_2 eq/ha) que en las de secano 1017.75 (kg CO_2 eq/ha). Sin embargo, cuando la unidad funcional que se consideró fue el kg de aceitunas (kg CO_2 eq/kg aceitunas), no hubo diferencias significativas debido a la densidad de árboles, manejo o el riego. Cuando se incluyeron los flujos biofísicos de carbono a las emisiones producidas por las labores de campo, la huella de carbono resultante, independientemente de la unidad funcional (hectárea, kg de aceitunas y L de aceite), fue negativa para el conjunto de parcelas (- 2.94 t CO_2 eq, - 0.62 kg CO_2 eq y - 2.57 kg CO_2 eq, respectivamente). Es decir, los olivares son sumideros de CO_2, ya que se toma más CO_2 de la atmósfera de lo que se ha emitido a lo largo del ciclo de vida considerado. Esta huella de carbono, e independientemente de la unidad funcional, fue más negativa en el conjunto de fincas con un marco de plantación tradicional que en aquellas intensivas. Además, se observó que, en las fincas tradicionales con riego, también fue más negativa que las intensivas, aunque las diferencias no fueron significativas. La huella de carbono también resultó ser en promedio más negativa en las fincas con prácticas de manejo que incidieron en una mayor entrada de carbono, mientras que fue positiva (emisión neta de CO_2 eq) para las fincas sin estas prácticas de manejo. Por lo tanto, esto refuerza la idea de que las prácticas de manejo que se lleven a cabo en los olivares van a influir en el balance y huella de carbono, y que cuanto mayor sean las entradas de carbono orgánico en el sistema a través de estas, más positivo será el balance de carbono y, por tanto, más negativa la huella de carbono orgánico. En función de los flujos de carbono que se consideren, los resultados del balance y huella de carbono pueden variar, de ahí la importancia de unificar una única metodología en el sector oleícola. En términos generales, los olivares son sumideros eficientes de CO_2 atmosférico, pero es fundamental las prácticas de manejo que se lleven a cabo. La huella de carbono fue superior y negativa para el marco de plantación tradicional y con riego, destacando la mayor contribución de este sistema a la mitigación del cambio climático, seguido del tradicional en secano, y por último el intensivo.

ABSTRACT

Agriculture has a great impact at an environmental, socio-cultural and economic level. The population continues to increase year after year, so a more intensive exploitation of arable land is expected to supply the world demand for food, which affects the most vulnerable areas due to the increase in food prices. This fact has already been experienced due to the alterations generated by COVID-19 or the war in Ukraine, which aggravated the situation as a result of the high prices of agricultural services, fertilizers and energy. Food production leads to the emission of greenhouse gases (GHG), the overexploitation of water resources, the alteration of the landscape and the loss of biodiversity. Therefore, it is necessary to transition to sustainable agriculture where the development of sustainable management practices is promoted, which meet the needs of the present and future population, being economically profitable, and ensuring the conservation of the environment as well as guarantees social equity. Assuming the problem of climate change, and the need to reduce GHG emissions, in recent years initiatives such as 4 per thousand or carbon farming have emerged, which promote this type of management practices in order to make agriculture more CO_2 sink and not source, since despite contributing to greenhouse gas emissions, agriculture is capable of offsetting CO_2 emissions under appropriate management.

The olive grove is the most widely distributed woody crop in the world, Spain being the country with the largest area of cultivated olive groves, and within this, the autonomous community of Andalusia, where the olive grove is the backbone of socioeconomic and cultural life, as well as the landscape of numerous towns. Therefore, any change that occurs in the management of the olive grove will not only have repercussions in economic, social and cultural aspects, but also at an environmental level, at least on a regional scale. Many are the environmental impacts of the predominant model of olive cultivation: soil losses as a consequence of the elimination of spontaneous vegetation cover through herbicides, overexploitation of aquifers, appearance of new diseases and pathogens, loss of biodiversity, etc. Hence, the importance of implementing sustainable management practices, taking advantage of the regular distribution of the olive trees, such as the presence of spontaneous cover crops, the incorporation of chopped pruning residues, the application of *alperujo* or manure, among other practices, which are aimed at a greater long-term accumulation of organic carbon in the soil. In addition, due to the permanent nature of the olive tree, it has a great potential to contribute to the mitigation of climate change. Bearing in mind that it is the predominant crop of many towns in Andalusia and the Mediterranean basin, and that many companies are involved in the olive oil production chain, from its production to its transformation, including the use of its by-products and waste, it is necessary to develop tools, such as the carbon footprint, which estimate the amount of CO_2 equivalent generated in the production of one liter of olive oil, in order to identify those processes or phases with the highest CO_2 emissions eq, and thus be able to act on them and achieve a higher level of decarbonization. In addition, it can be a useful economic incentive tool for those olive growers who voluntarily implement sustainable management practices that increase and protect carbon stocks. However, there is no consensus on the methodologies used to calculate the carbon footprint in the olive grove. Existing calculators that estimate the

carbon footprint do not take into account carbon input and output flows with a significant impact on carbon dynamics. For example, they do not consider the accumulation of carbon in the permanent structures of the tree (biogenic carbon), the losses of carbon due to soil erosion, or the emission of CO_2 from the soil derived from its basal respiration or decomposition of the carbon sources contributed. Neither do they consider the dynamics of carbon in the soil, generating methodological uncertainty, which, since there is insufficient knowledge of it, makes it difficult to carry out management practices aimed at mitigating climate change by olive growers, which at the same time would be a great help for them as an economic incentive.

The main objective of this thesis is to estimate the balance and carbon footprint (both in the field phase and in the industrial phase) in commercial olive groves in Andalusia along a gradient of management practices that promote processes based on nature, in addition to leading to an increase in organic carbon inputs into the soil. For this, 12 pairs of commercial olive groves in Eastern and Western Andalusia were selected. One of the olive groves of each pair corresponded to an olive grove in which management practices are carried out that a priori imply a higher carbon input (ECO), such as the implementation of spontaneous cover crops, incorporation into the soil of crushed pruning residues, application of composted *alperujo* and/or manure, and integration of sheep or horses. The other olive grove of each pair presented similar characteristics of soil, variety, age and planting density, but in which the aforementioned practices were not carried out. In this thesis, a methodology is developed and innovated in which the main carbon flows that have not been considered in other studies are measured, and that could allow the olive sector to be prepared for a scenario of decarbonization of the economy.

The carbon balance at the farm level showed great variability (from values – 1.95 to + 5.39), and averaged 1.20 ± 0.28 t C ha^{-1} yr^{-1}, although it was negative in three farms. The carbon balance in the tree was positive in all farms, and averaged 0.54 t C ha^{-1} yr^{-1}. However, despite the fact that the carbon balance in the soil for the set of olive groves analyzed was positive (average of 0.65 t C ha^{-1} yr^{-1}), in five farms it was negative, since the annual carbon inputs in the soil did not offset the carbon outputs due mainly to the emission of CO_2 from the soil. The combination of management practices that led to a greater carbon input into the soil had a very significant effect on the carbon balance in the soil, on average for the farms that implemented these management practices, the balance was + 1.48 t C ha^{-1} yr^{-1}, while in the farms that did not implement them it was - 0.18 t C ha^{-1} yr^{-1}. Therefore, in most of the latter, the loss of carbon in the soil was offset by the gain of carbon in the permanent structures of the tree. In addition, a positive and significant linear relationship was obtained between organic carbon inputs derived from management practices and the carbon balance in the soil. These results reflect the importance of management practices in converting source olive groves into sinks of CO_2.

Whether or not to consider biogenic removals (carbon balance) in the carbon footprint influenced the results. When biogenic carbon fluxes were not considered, the carbon footprint was positive, that is; net emission of CO_2 into the atmosphere and, therefore, the olive groves worked as a source of CO_2. Emissions due to externalities were higher for the set of intensive plots (1471.92 kg CO_2 eq/ha) compared to the traditional ones (1197.36 kg CO_2 eq/ha), and it was also higher in the olive groves that did not implement combinations of management practices that affect in higher carbon inputs

(1368.74 kg CO_2 eq/ha) with respect to those that did (1278.59 kg CO_2 eq/ha), although the differences were not significant. CO_2 eq emissions were higher in irrigated farms (1376.97 kg CO_2 eq/ha) than in rainfed farms 1017.75 (kg CO_2 eq/ha). However, when the functional unit considered was the kg of olives (kg CO_2 eq/kg olives), there were no significant differences due to tree density, management or irrigation. When biophysical carbon flows were included in the emissions produced by field work, the resulting carbon footprint, regardless of the functional unit (hectare, kg of olives and L of oil), was negative for the set of plots (- 2.94 t CO_2 eq, - 0.62 kg CO_2 eq and - 2.57 kg CO_2 eq, respectively). In other words, olive groves are CO_2 sinks, since more CO_2 is taken from the atmosphere than has been emitted throughout the considered life cycle. This carbon footprint, and regardless of the functional unit, was more negative in the set of farms with a traditional plantation framework than in the intensive ones. In addition, it was observed that in the traditional farms with irrigation, it was also more negative than the intensive ones, although the differences were not significant. The carbon footprint also turned out to be more negative on average in farms with management practices that had an impact on a higher carbon input, while it was positive (net CO_2 eq emission) for farms without these management practices. Therefore, this reinforces the idea that the management practices that are carried out in the olive groves will influence the balance and carbon footprint, and that the greater the organic carbon inputs into the system through these, the more positive the carbon balance will be, and therefore the more negative the organic carbon footprint. Depending on the carbon flows that are considered, the results of the balance and carbon footprint may vary, hence the importance of unifying a single methodology in the olive sector. In general terms, olive groves are efficient sinks of atmospheric CO_2, but the management practices that are carried out are essential. The carbon footprint was higher and negative for the traditional and irrigated plantation framework, highlighting the greatest contribution of this system to climate change mitigation, followed by the traditional rainfed system, and finally the intensive system.

ÍNDICE

1 INTRODUCCIÓN 1

1.1 ANTECEDENTES 1
1.1.1 La agricultura a nivel mundial y su cuota de responsabilidad en el cambio climático 1
1.1.2 La transición a una agricultura sostenible 3
1.1.2.1 Políticas europeas hacia una agricultura sostenible 4
1.1.2.2 Agricultura de carbono; iniciativa 4 por mil y carbon farming 6
1.2 EL OLIVAR 8
1.2.1 Clima, suelo y morfología del olivo 11
1.2.2 Tareas llevadas a cabo en el olivar 13
1.2.3 Problemáticas asociadas al olivar y la importancia de implementar prácticas de manejo sostenibles 15
1.3 LA ALMAZARA; PRODUCCIÓN DE ACEITE DE OLIVA 20
1.3.1 Fase industrial 22
1.4 LA HUELLA CARBONO Y EL BALANCE DE CARBONO 24

2 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS 29

2.1.1 Hipótesis 29
2.1.2 Objetivos 29

3 MATERIALES Y MÉTODOS 33

3.1 DISEÑO EXPERIMENTAL Y ÁREA DE ESTUDIO 33
3.2 IDENTIFICACIÓN CUANTITATIVA-CUALITATIVA DE LAS PARCELAS; ENTREVISTAS SEMIESTRUCTURADAS Y CUESTIONARIO 43
3.3 METODOLOGÍA PARA ANALIZAR EL BALANCE DE CARBONO A NIVEL DE PARCELA 44
3.3.1 Muestreo de suelo y procesamiento de las muestras 44
3.3.1.1 Muestreo de suelo 44
3.3.1.2 Procesamiento y tamizado 45
3.3.2 Propiedades físico-químicas del suelo 45
3.3.2.1 Densidad aparente 45
3.3.2.2 Capacidad de campo 46
3.3.2.3 Textura 46
3.3.2.4 Fraccionamiento de carbono 48
3.3.2.5 Análisis de carbono orgánico 48
3.3.2.6 Porcentaje de materia orgánica 49
3.3.2.7 Cantidad de carbono orgánico en los olivares de estudio 49
3.4 CUANTIFICACIÓN DE LAS ENTRADAS DE CARBONO ORGÁNICO 50
3.5 ESTRUCTURAS PERMANENTES DEL OLIVO; BIOMASA AÉREA Y RADICULAR 50
3.5.1 Biovolumen del olivo 50
3.5.2 Densidad de la madera 52
3.5.3 Contenido de carbono orgánico en las estructuras permanentes del olivo y en las raíces 54
3.5.4 Determinación de la biomasa aérea y radicular 55
3.5.5 Cantidad de carbono orgánico total acumulado en el olivo y tasa anual de carbono 55
3.6 CUBIERTA VEGETAL 55
3.6.1 Toma de muestras de biomasa aérea de cubierta vegetal espontánea 55
3.6.2 Producción primaria neta anual de la biomasa aérea 56
3.6.3 Cantidad de carbono orgánico en la biomasa aérea de la cubierta vegetal espontánea 56
3.6.4 Producción primaria neta anual y cantidad de carbono orgánico en la biomasa radicular 57
3.6.5 Producción primaria neta anual y cantidad de carbono orgánico; biomasa aérea y radicular (efecto del ganado) 57
3.7 RESTOS DE PODA Y LEÑA 59
3.7.1 Medición, toma de muestras y procesamiento de la poda del olivar 59
3.7.2 Contribución y cantidad de carbono orgánico de los restos de poda triturados 60

3.7.3 Cantidad de poda y carbono orgánico en las parcelas de estudio 62
3.8 INCORPORACIÓN DE ALPERUJO COMPOSTADO, ESTIÉRCOL Y OTROS FERTILIZANTES ORGÁNICOS 62
3.8.1 Toma de muestras y procesamiento de alperujos y estiércoles 62
3.8.2 Cantidad de alperujo, estiércol y otros fertilizantes orgánicos incorporados en la parcela ... 63
3.8.3 Cantidad de carbono orgánico presente en el alperujo, estiércol y otros fertilizantes orgánicos 64
3.9 ESTIMACIÓN DE LA TASA ANUAL DE ENTRADA DE CARBONO DESDE LAS HOJAS, RAMAS, FLORES Y FRUTOS CAÍDOS DEL OLIVO 64
3.9.1 Diseño experimental y procesamiento del material recolectado 64
3.9.2 Cantidad de material y carbono orgánico que cae anualmente de la copa de los olivos 67
3.10 HOJAS Y RAMAS CAÍDAS DURANTE LA RECOLECCIÓN 67
3.10.1 Toma de muestras de material rastrillado de los fardos durante la recolección y procesamiento 67
3.10.2 Cantidad de hojas y ramas (< 2 cm) y carbono orgánico depositados en el suelo durante la recolección 68
3.11 CÁLCULO DE LA CANTIDAD DE CARBONO ORGÁNICO EN EL FRUTO Y EN EL HOJÍN QUE ACABAN EN LA ALMAZARA 68
3.11.1 Fruto 68
3.11.1.1 Toma de muestras y procesamiento de las aceitunas 68
3.11.1.2 Cantidad de carbono orgánico en las aceitunas 69
3.11.2 Hojín 70
3.11.2.1 Cantidad de peso seco y carbono orgánico en el hojín 70
3.12 CUANTIFICACIÓN DE LAS SALIDAS DE CARBONO ORGÁNICO 70
3.13 PÉRDIDA DE CARBONO POR EROSIÓN DEL SUELO 71
3.13.1 Aplicación de USLE en olivares con SIG 71
3.13.2 Factor R; erosividad de la lluvia 71
3.13.3 Factor K; erosionabilidad del suelo 73
3.13.4 Factor LS; topografía 74
3.13.5 Factor C; cubierta vegetal 75
3.13.6 Factor P; prácticas de manejo 79
3.13.7 Carbono perdido por erosión 84
3.14 EMISIÓN DE CO_2 DESDE EL SUELO 84
3.14.1 Modelo RothC 84
3.14.2 Entradas requeridas por el modelo RothC 85
3.14.2.1 Datos climáticos 85
3.14.2.2 Profundidad de la capa de suelo muestreada, porcentaje de arcilla y grado de cobertura del suelo 85
3.14.2.3 Entradas mensuales de carbono orgánico en forma de residuos vegetales, alperujo o estiércol 85
3.14.2.4 Tasas de descomposición de los restos añadidos y contenido inicial de carbono orgánico en el suelo 86
3.14.3 Modelización de los distintos escenarios de cada parcela 86
3.15 EMISIÓN DE CO_2 Y TASAS DE DESCOMPOSICIÓN DE DISTINTAS FUENTES DE VARIACIÓN PROPIAS DE OLIVAR 87
3.15.1 Diseño experimental y metodología seguida (trampa alcalina) 87
3.15.2 Determinación de nitrato y amonio 88
3.15.3 Coeficiente isohúmico 89
3.16 DESCOMPOSICIÓN DE HOJAS Y RESTOS DE PODA DEL OLIVO EN CONDICIONES DE CAMPO 90
3.16.1 Diseño experimental y procesamiento en el laboratorio 90
3.16.2 Porcentaje de carbono y nitrógeno orgánico restante y tasa de descomposición mensual 92
3.17 SALIDA DE CARBONO A TRAVÉS DEL FRUTO, HOJÍN Y LEÑA 93
3.18 SALIDA DE CARBONO POR QUEMA DE LOS RESTOS DE PODA Y COGENERACIÓN 93
3.19 BALANCE DE CARBONO 93
3.20 EMISIONES DE CO_2 EQ EN LAS FASES DE CAMPO E INDUSTRIAL; ESTIMACIÓN DE LAS EXTERNALIDADES 94

3.21 INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA A NIVEL DE CAMPO; ASUNCIONES Y LIMITACIONES 95
3.22 CONSUMO DE COMBUSTIBLE EN LAS LABORES DE CAMPO 96
3.23 DIÓXIDO DE CARBONO EMITIDO POR EL USO DE LA MAQUINARIA EN LAS LABORES DE CAMPO 97
3.23.1 Producción y transporte de combustible 97
3.23.2 Combustión 98
3.23.3 Materias primas, fabricación, reparación y mantenimiento de la maquinaria y aperos 98
3.23.4 Aceite lubricante y gomas (neumáticos) 99
3.23.5 Emisiones totales de dióxido de carbono por el uso de la maquinaria en las labores de campo 100
3.24 DIÓXIDO DE CARBONO EMITIDO POR LA IRRIGACIÓN 100
3.24.1 Instalación del sistema de riego 100
3.24.2 Emisiones directas e indirectas debido a la irrigación 100
3.24.3 Emisiones totales de dióxido de carbono emitido por la irrigación 101
3.25 DIÓXIDO DE CARBONO EMITIDO POR USO DE FERTILIZANTES Y FITOSANITARIOS 101
3.25.1 Fertilizantes orgánicos 101
3.25.2 Fertilizantes minerales 102
3.25.3 Fitosanitarios 103
3.25.4 Transporte de los fertilizantes y fitosanitarios; desde el lugar de compra a la parcela 103
3.25.5 Labores fertilización-fitosanitarios 104
3.25.6 Emisiones totales de dióxido de carbono emitido por fertilizantes y fitosanitarios 104
3.26 DIÓXIDO DE CARBONO EMITIDO EN LAS LABORES DE MANEJO DEL SUELO 105
3.27 DIÓXIDO DE CARBONO EMITIDO EN EL MANTENIMIENTO DE LA CUBIERTA VEGETAL 105
3.28 DIÓXIDO DE CARBONO EMITIDO EN LAS LABORES DE PODA 106
3.29 DIÓXIDO DE CARBONO EMITIDO EN LA RECOLECCIÓN 107
3.30 EMISIONES TOTALES DEBIDO A LAS EXTERNALIDADES 108
3.31 CÁLCULO DE LA HUELLA DE CARBONO EN LA ALMAZARA 109
3.32 INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA EN LA FASE DE EXTRACCIÓN DEL ACEITE; ASUNCIONES Y LIMITACIONES 109
3.33 DIÓXIDO DE CARBONO EMITIDO POR LA SUPERFICIE DE EDIFICACIÓN 110
3.34 DIÓXIDO DE CARBONO EMITIDO POR EL USO DE COMBUSTIBLE: DIÉSEL Y HUESO DE ACEITUNA 110
3.35 DIÓXIDO DE CARBONO EMITIDO POR EL CONSUMO DE ELECTRICIDAD 110
3.36 DIÓXIDO DE CARBONO EMITIDO POR EL CONSUMO DE AGUA 110
3.37 DIÓXIDO DE CARBONO EMITIDO POR EL USO DE CONSUMIBLES 111
3.38 TRANSPORTE DE CONSUMIBLES A LA ALMAZARA 111
3.39 EMISIONES DE DIÓXIDO DE CARBONO TOTALES DEBIDO A LA FASE INDUSTRIAL DE EXTRACCIÓN DE ACEITE 111
3.40 EMISIONES TOTALES DE LA FASE INDUSTRIAL 112
3.41 LA HUELLA DE CARBONO 112
3.41.1 Unidad funcional y límite del sistema 112
3.41.2 Cálculo de la huella de carbono 113
3.42 ANÁLISIS ESTADÍSTICO 114

4 RESULTADOS 117

4.1 PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DEL SUELO DE LOS OLIVARES 117
4.1.1 Contenidos de carbono y materia orgánica en el suelo 117
4.1.2 Cantidad de carbono orgánico en los olivares 120
4.2 ENTRADAS DE CARBONO ORGÁNICO EN EL OLIVAR 123
4.3 CARBONO EN LAS ESTRUCTURAS PERMANENTES DEL OLIVO 125
4.3.1 Biomasa y tasa de acumulación de carbono orgánico en las estructuras permanentes del olivo 125
4.4 ENTRADA ANUAL DE CARBONO DEBIDO A LA CUBIERTA VEGETAL ESPONTÁNEA 135
4.4.1 Producción primaria neta anual de la biomasa aérea y radicular 135
4.4.2 Contenido y cantidad de carbono orgánico en la cubierta vegetal espontánea; biomasa aérea y radicular 137

4.4.3 Producción primaria neta anual y cantidad de carbono orgánico total en la cubierta vegetal espontánea 139
4.5 ENTRADAS DE CARBONO CON LOS RESTOS DE PODA Y LA LEÑA 141
4.5.1 Cantidad de poda y carbono orgánico en las parcelas de estudio 141
4.6 ENTRADAS DE CARBONO ORGÁNICO CON LA APLICACIÓN DE ALPERUJO, ESTIÉRCOL Y OTROS FERTILIZANTES ORGÁNICOS 146
4.7 ENTRADAS DE CARBONO A PARTIR DE HOJAS, RAMAS, FLORES Y FRUTOS CAÍDOS DEL OLIVO .. 146
4.7.1 Cantidad anual de biomasa que cae al suelo de los olivos 146
4.8 CANTIDAD DE CARBONO ORGÁNICO EN LAS HOJAS Y RAMAS CAÍDAS DURANTE LA RECOLECCIÓN 152
4.9 ENTRADAS DE CARBONO CON EL FRUTO Y HOJÍN 153
4.9.1 Cantidad de fruto y hojín producido 153
4.9.2 Cantidad de carbono orgánico en el fruto y hojín cosechados 155
4.10 ENTRADAS TOTALES DE CARBONO ORGÁNICO EN LOS OLIVARES 157
4.11 SALIDAS DE CARBONO ORGÁNICO EN EL OLIVAR 159
4.12 PÉRDIDAS DE CARBONO POR EROSIÓN 161
4.13 EMISIÓN DE CO_2 POR RESPIRACIÓN DEL SUELO Y DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO EN EL SUELO 161
4.14 EMISIÓN DE CO_2 Y TASAS DE DESCOMPOSICIÓN DE FUENTES DE CARBONO ORGÁNICO 166
4.14.1 Emisiones de CO_2 durante la descomposición de fuentes de carbono orgánico en suelos con distintas texturas y niveles de materia orgánica 166
4.14.2 Razón carbono orgánico lábil/refractario o coeficiente isohúmico de las distintas fuentes de materia orgánica 170
4.14.3 Dinámica de los niveles de nitrato y amonio en el suelo durante la descomposición de fuentes de carbono orgánico en suelos con distintas texturas y niveles de materia orgánica 172
4.15 PÉRDIDA DE PESO Y DESCOMPOSICIÓN DE CARBONO Y NITRÓGENO EN CONDICIONES IN SITU DE CAMPO 176
4.15.1 Pérdida de peso 176
4.15.2 Porcentaje y cantidad de carbono orgánico durante la descomposición de hojas de olivo y astillas de los restos de poda en condiciones de campo 178
4.15.3 Porcentaje y cantidad de nitrógeno orgánico durante la descomposición de hojas de olivo y astillas de los restos de poda en condiciones de campo 180
4.15.4 Tasas de descomposición mensual 182
4.16 SALIDA DE CARBONO CON EL FRUTO, HOJÍN Y LEÑA 183
4.17 QUEMA DE LOS RESTOS DE PODA Y COGENERACIÓN 183
4.18 SALIDAS TOTALES DE CARBONO ORGÁNICO DE LOS OLIVARES 184
4.19 BALANCE Y HUELLA DE CARBONO 187
4.20 BALANCE DE CARBONO 189
4.20.1 Balances de carbono en la finca, los árboles y el suelo 189
4.21 EMISIONES DE CO_2 EQUIVALENTE DURANTE LAS OPERACIONES DE CAMPO 192
4.22 EMISIONES DE CO_2 EQUIVALENTE GENERADAS EN LA ALMAZARA 203
4.23 LA HUELLA DE CARBONO 205
4.23.1 Emisiones de CO_2 debidas a las externalidades; Climate change impact 205
4.23.2 Huella de carbono incluyendo el carbono biogénico 209

5 DISCUSIÓN 217

5.1 ENTRADAS DE CARBONO ORGÁNICO EN EL OLIVAR 217
5.2 SALIDAS DE CARBONO ORGÁNICO EN EL OLIVAR 230
5.3 BALANCE Y HUELLA DE CARBONO EN EL OLIVAR 237

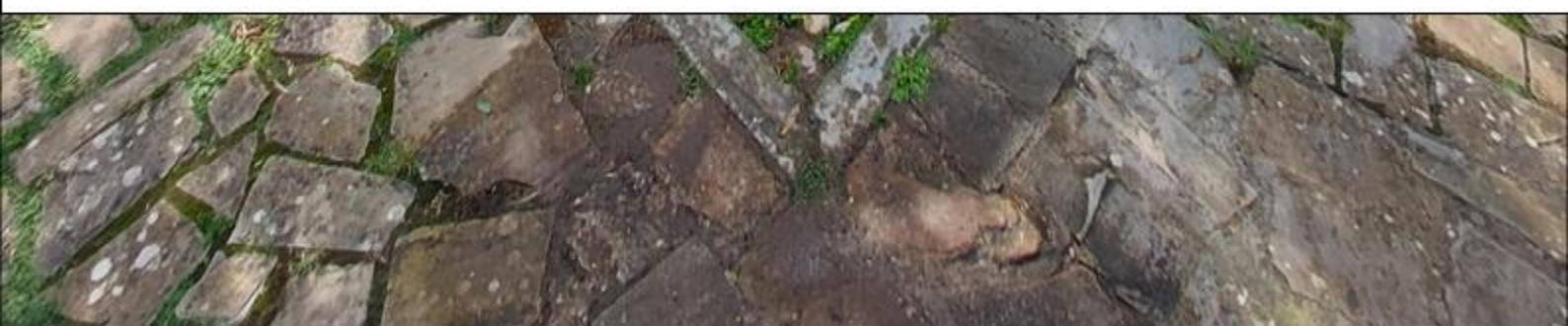
6 CONCLUSIONES 255

6.1 CONCLUSIONS 259

7 BIBLIOGRAFÍA 265

8 ANEXOS 293

INTRODUCCIÓN



1 INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

1.1.1 La agricultura a nivel mundial y su cuota de responsabilidad en el cambio climático

La agricultura tiene una gran repercusión desde distintos puntos de vista; socio-cultural, ambiental y económico. Además, es uno de los principales sectores económicos, ya que es responsable de la alimentación de la población mundial, la cual se espera que llegue a los 10 mil millones de habitantes en 2050 (Lutz et al., 1997; ONU, 2017). Por otro lado, la agricultura es la base para incrementar los ingresos de los más pobres, ya que el 65 % de los adultos pobres viven del sector agrícola (Castañeda et al., 2016). Asimismo, la agricultura es esencial para el crecimiento económico, en 2021 representó el 4.3 % del producto interno bruto mundial (BM[1]).

La mitad de la tierra habitable del mundo, que es la parte que está libre de hielo y desierto, se utiliza para la agricultura (51 millones km^2), respecto a los 4 millones de km^2 utilizados hace 1000 años (Ritchie y Roser, 2022). La superficie de la tierra agrícola a nivel mundial fue de 4.8 mil millones de hectáreas en 2019. Entre 2000 y 2019, dos tercios de la superficie fue destinada a pastos y prados permanentes (3.2 mil millones de ha en 2019), mientras que un tercio del total a la tierra de cultivo (1.6 mil millones de ha en 2019), que incrementó en un 4 %, respecto a los pastos y prados permanentes donde el porcentaje disminuyó al 3 % (FAO, 2021a). Ahora bien, existe una distribución muy desigual del uso de la tierra entre la ganadería y los cultivos para el consumo humano. El 77 % de las tierras agrícolas se utilizaron para la producción de alimentos para animales (FAO, 2011), pese a que el ganado sólo es el responsable del 18 % de las calorías del mundo (Poore y Nemecek, 2018). Del total de superficie agrícola, Asia fue el continente con mayor contribución (38 %), seguido por América (24 %), Europa (19 %), África (18 %) y Oceanía (2 %) (FAO, 2021a). La agricultura de secano es la responsable del 60 % de la producción mundial, aunque las previsiones indican que la superficie de tierra cultivable con regadío en 2030 se incrementarán un 18 % respecto al año 2000 (Alexandratos y Bruinsma, 2012).

Como consecuencia del crecimiento exponencial de la población, se incrementará la demanda mundial de los productos agrícolas y, por consiguiente, supondrá la explotación más intensiva de las tierras cultivables. Esto tiene su cuota de responsabilidad en el medio ambiente, sin olvidar la competencia entre los distintos sectores a medida que la escasez de recursos hídricos y de las tierras sean cada vez más evidente. Sin embargo, no estamos en un futuro tan lejano, puesto que las alteraciones relacionadas con la COVID-19 han repercutido en la seguridad alimentaria (Luque Zuñiga et al., 2021), sin olvidar los conflictos generados por la guerra en Ucrania, que han agravado la situación; incrementando los precios de los productos básicos alimenticios, debido en parte a los precios elevados de los fertilizantes, la energía y los servicios agrícolas. El índice de precios de los alimentos de la FAO alcanzaron un máximo histórico en 2021,

[1] https://datos.bancomundial.org/indicator/NV.AGR.TOTL.ZS

incrementándose un 33.6 % respecto al año anterior (FAO, 2022). Es probable que los precios de los alimentos sigan creciendo, por lo que esto afectará a las zonas más vulnerables, afectando a la salud de las personas, como consecuencia de la malnutrición. En 2020, casi 3100 millones de personas no podían costear una dieta saludable (FAO, FIDA, OMS, PMA y UNICEF, 2022).

A nivel medioambiental, las actividades agrícolas y el cambio de uso de la tierra contribuyen aproximadamente al 24 % de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (GEI) a la atmósfera (IPCC, 2018). De entre los principales gases de efecto invernado, el CO_2 presenta una mayor repercusión porque es el gas que más se emite anualmente desde la era preindustrial hasta nuestros días, registrándose en febrero de 2023 valores de 419.49 ppm (NASA[2]). La temperatura global promedio durante el periodo comprendido de 2015 a 2019 fue de 1.1 °C (± 0.1 °C) por encima de los tiempos preindustriales (1850–1900), siendo los últimos cuatro años más cálidos desde que se tienen registros (WMO[3]). El Sexto Informe del IPCC (AR6) (Pathak et al., 2022), que supone una actualización sobre el Quinto Informe de 2014 (IPCC, 2014), incide sobre el papel de la agricultura en el cambio climático, y en la importancia de limitar el calentamiento global a 2 º C, y de ser posible, a 1.5 º C respecto a los niveles preindustriales. De cumplirse los *Nationally determined contributions* (NDCs), es decir, las contribuciones determinadas a nivel nacional basadas en el Acuerdo de París, las emisiones brutas hasta 2050 se mantendrían constantes, aproximadamente en unas 40 Gt de CO_2 al año. Sin embargo, incluso con el cumplimiento de los NDCs, se hace casi imposible alcanzar los "*shared socioeconomic pathways*" (SSP) planteados en el AR6. Por esta razón, la Unión Europea plantea incluso reducciones adicionales a estos objetivos, como se comentará más abajo.

El cambio climático tendrá repercusión en la producción de los cultivos, que tendrá su efecto en la seguridad alimentaria, ya que se prevén cambios en las temperaturas, precipitaciones y en los caudales fluviales (IPCC, 2019). De hecho, la cuenca mediterránea se considera como uno de los "puntos calientes" del cambio climático a nivel mundial, junto con otras regiones como Australia, Sudáfrica, la Amazonía o Centro América, principalmente en lo relacionado a la disminución de las precipitaciones. Greve et al. (2018) prevé que el escenario de > 2 º C traerá como consecuencia una disminución media de las precipitaciones anuales en la cuenca mediterránea de aproximadamente un 10 %, lo que supondría en el caso de Andalucía, una caída de unos 50 mm en el escenario optimista de que se alcancen los NDCs previstos. Cabezas et al. (2020) plantea reducciones de hasta 100 mm para 2100, otros autores respaldan estas conclusiones (Ozturk et al., 2015). Por lo tanto, el cambio climático conlleva a una disminución significativa de las precipitaciones, que sumado al incremento de las temperaturas previsto, se traducirá en mayores déficits hídricos, y lo más preocupante, a una disminución de los recursos hídricos. A estos problemas hay que sumarles que la producción de alimentos supone también una disminución de estos recursos hídricos, una tendencia a la acidificación de los suelos que afecta aproximadamente al 32% de los mismos, y el 78 % de la eutrofización de aguas dulces y marinas (Poore y Nemecek, 2018). Este porcentaje elevado de eutrofización se debe en parte al uso cada vez más extendido de los fertilizantes, en 2019 su empleo fue un 40 % superior respecto al año 2000 (FAO, 2021a). Además, el cambio de uso de la tierra está

[2] https://climate.nasa.gov/vital-signs/carbon-dioxide/

[3] https://public.wmo.int/en/media/press-release/wmo-confirms-past-4-years-were-warmest-record

asociado con la disminución de la biodiversidad en todo el mundo (Newbold et al., 2015), muchas poblaciones de plantas y animales se enfrentarán a la extinción en las próximas décadas si la producción agrícola sigue creciendo de manera intensiva (Tilman et al., 2017).

Los actuales sistemas alimentarios suponen una amenaza para los procesos ecológicos a nivel planetario, generando niveles insostenibles de contaminación y desechos, que junto al incremento de los precios de los alimentos suponen un riesgo para la seguridad alimentaria. Las limitaciones de la tierra y el agua, junto al incremento de la población, pondrá en peligro a los sistemas de producción agrícola para satisfacer la demanda de mercado. Por lo tanto, es necesario buscar un cambio o transición para abordar la situación que nos acontece.

1.1.2 La transición a una agricultura sostenible

Una de las soluciones a los problemas que aquejan al sistema alimentario mundial, para hacer frente al gran ritmo de cambio y a la creciente incertidumbre, es considerar a la sostenibilidad como proceso. Es decir, se deben promover políticas agroalimentarias, al mismo tiempo que se formen sinergias con las instituciones públicas para promover mercados agrícolas locales y regionales, en la que se ofrezcan incentivos para la adopción de prácticas sostenibles y para facilitar el acceso a los conocimientos y recursos necesarios (FAO, 2021b). En una agricultura sostenible es clave mejorar la protección ambiental y la eficiencia del uso de los recursos, al mismo tiempo que los ecosistemas adquieren una mayor resiliencia, mejorando por tanto la vida de las personas y las comunidades. En este sentido, la transición desde la agricultura actual hacia una agricultura sostenible se convierte en uno de los objetivos prioritarios de la Agenda 2030 y los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS), especialmente del ODS 2 (hambre y seguridad alimentaria), constituyendo explícitamente la meta nº 4 de este objetivo ("asegurar la sostenibilidad de los sistemas de producción de alimentos"), y alineándose además, con muchas de las metas propias de los ODS 6 (agua limpia y saneada), el 8 (trabajo digno y crecimiento justo), el 12 (consumo y producción responsables), el 13 (acción climática), el 14 (vida en el agua) y el 15 (vida en la tierra) (Lal et al., 2018). La Agenda 2030 y los ODS adquieren, por tanto, una gran importancia a la hora de impulsar el nuevo marco legislativo para una transición hacia la agricultura sostenible en los países desarrollados, como es el caso de Europa (COM/2018/392) o América del Norte (USFRA, 2020; SDSN-USA, 2021).

En los últimos años se ha cuestionado cuáles eran las prácticas de producción agrícolas más idóneas para lograr una óptima producción de alimentos y de manera sostenible (Médiène et al., 2011), pero es fundamental entender que la agricultura para ser sostenible deberá satisfacer las necesidades de la población presente y futura, siendo esta rentable económicamente, y asegurando la conservación del medio ambiente al igual que garantiza una equidad social.

El concepto de agroecología cada vez está más extendido y responde a ello, ya que se centra en el pilar ambiental y social, y supone el paso a sistemas sostenibles, económicamente viables y justos socialmente, evitando de esta forma a aquellos sistemas que potencian la desigualdad y la destrucción de la naturaleza (Guzmán Casado et al.,

1999). Gliessman y Rosemeyer (2009) propusieron los niveles necesarios para lograr la transición a la agroecología a escala de finca. En primer lugar, hacían especial hincapié en la reducción del uso de insumos externos, debido al coste elevado de los mismos y a la alteración en el desempeño de los servicios ecosistémicos que provocan. En segundo lugar, destacaban la importancia de llevar a cabo prácticas de manejo sostenibles sustituyendo a las convencionales, sin olvidar el rediseño del agroecosistema basado en los procesos y relaciones ecológicas sostenibles. Por último, instaban a encontrar un punto de equilibrio entre la producción y el consumo a través de la reorganización social.

Dentro de la agroecología, los modelos de gestión agrícola que cada vez más se van implantando son la agricultura ecológica, que se basa en la producción de alimentos con un daño mínimo en el ecosistema, en la que se prohíbe el uso de fertilizantes y fitosanitarios sintéticos u organismos modificados genéticamente, y se basa en el conocimiento tradicional y científico (Matt et al., 2011). La agricultura ecológica presenta un auge en los últimos años, en 2019 el área de agricultura con certificación ecológica o en proceso de conversión fue de 72.2 millones de hectáreas (FAO, 2021a), mientras que en 2020 el mercado ecológico europeo alcanzó la tasa de crecimiento más alta de la última década con un aumento del 15 %. La superficie agrícola ecológica ha aumentado en más de 0.7 millones de hectáreas en la Unión Europea, lo que representa un crecimiento del 5.3 %, siendo Francia el país con mayor área dedicada a la agricultura ecológica (2.5 millones de hectáreas), seguido de España (2.4 millones de hectáreas) (FiBL e IFOAM, 2022). La agricultura regenerativa a diferencia de la ecológica, se basa en potenciar la salud de los suelos, y por tanto el objetivo principal va destinado a la regeneración y al mantenimiento de la fertilidad y biodiversidad de los mismos, yendo probablemente un paso más allá de la agricultura ecológica en cuanto a sus ambiciones ambientales (Newton et al., 2020).

1.1.2.1 Políticas europeas hacia una agricultura sostenible

Asumiendo que el cambio climático es una de las temáticas más debatidas en estos últimos años, y a pesar de la dificultad de cumplir con el objetivo de reducir el calentamiento global por debajo de los 2 º C, tal y como se establece en los informes del IPCC, la Unión Europea ha asumido el desafío. En el caso de España, todo el marco legislativo y normativo en el ámbito agroambiental proviene en última instancia, de las regulaciones de la Unión Europea. Por esta razón, es de gran importancia tener en cuenta las directrices generales de la UE en relación a los aspectos tratados en esta tesis. En este punto, hay que decir que la UE ha puesto un especial interés en esta problemática medioambiental, lo que sin duda marcará a muy corto plazo a todas las áreas de actividad, desde la investigación científica hasta la práctica agrícola y ganadera.

El primer objetivo político de la Comisión Europea en los próximos años, alineado estrechamente con los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS) y la Agenda 2030 de la ONU, es el Clima y Medio Ambiente (Bassot, 2022). Así, se pretenden promocionar avances disruptivos en el sector ambiental, capaces de dar un impulso a la innovación, el empleo y la competitividad del continente en tecnologías sostenibles y situar a Europa a la vanguardia mundial en la lucha contra el cambio climático y protección de la naturaleza. Este objetivo político experimentó el impulso definitivo en diciembre de 2019, gracias a la aprobación por la Comisión Europea del “Pacto Verde Europeo”

(COM/2019/640), un documento de trascendental importancia de cara a fijar las regulaciones legislativas de la Unión en las próximas décadas. El Pacto Verde Europeo asume en su integridad los desafíos de la cumbre del clima de París (COP21) y el informe especial de 2018 SR1.5 del IPCC (IPCC, 2018), en los que se analizaba la consecución de la neutralidad climática en 2050 y la limitación del calentamiento global a 1.5 º C sobre los niveles preindustriales, a través de un crecimiento que sea rentable, justo y sostenible.

Del Pacto Verde Europeo se derivaron pronto dos herramientas muy importantes; la primera de ellas fue la Ley europea del Clima, del 30 de junio de 2021 (Regulation (EU) 2021/1119), la cual incidía en dotar de instrumentos legislativos a los estados miembros para conseguir el principal objetivo del Pacto Verde Europeo (alcanzar la neutralidad climática en 2050), aumentando además la ambición de cara a 2030 a través del denominado "fit for 55 %". Así, el Pacto Verde Europeo, en consonancia con el escenario de < 2 º C de la COP21 y fundamentado en el RCP 2.6 del AR5 (IPCC, 2014), planteaba la necesidad de una reducción de las emisiones netas en 2030 del 50 % respecto a 1990, mientras que la Ley europea del Clima aumentó esta reducción al 55 %. A nivel estatal, se publicó la Ley Nacional de Transición Energética y Cambio Climático (Ley 7/2021, de 20 mayo), que asumía el reto de la Ley europea del Clima, comprometiéndose a rebajar las emisiones brutas un 23 % con respecto a los niveles de 1990. Esto suponía una rebaja en las emisiones de 115 Mt desde el momento (2021) en que entró en vigor la ley española hasta 2030, lo que implica una reducción del 5.5 % anual, que evidentemente se enfrenta con dificultades casi insalvables (de hecho, las emisiones brutas aumentaron en un 5 % entre 2021 y 2022, con lo que la brecha de emisiones nacional se superaría, ya que en el primer año de aplicación de la Ley fue el 10 % respecto a los objetivos previstos).

Conscientes de la enorme dificultad de reducción de emisiones brutas, tanto la ley europea como la española inciden en las reducciones netas, lo que traslada el foco de interés a todos aquellos mecanismos de captación de CO_2 de la atmósfera que permitan cerrar la brecha de emisiones, con el fin de lograr el 55 % de disminución neta en 2030 y la descarbonización en 2050. Según la Regulación comunitaria (COM/2021/554), el sector agrícola, ganadero y forestal (LUCLUCF) podría retirar de la atmósfera hasta 240 Mt de CO_2. En línea con lo anterior, el Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC) para 2020 – 2030, estima que, en condiciones óptimas, los terrenos agrícolas en España tendrían el potencial de captar hasta 12 Mt de CO_2 al año, valor que podría contribuir de forma decisiva al cierre de la brecha de emisión (MITECO, 2020). A pesar de este potencial teórico, el PNIEC reconoce la lentitud de este mecanismo de captación de CO_2, que es más apropiado para la planificación a medio-largo plazo. Aun así, a la espera del desarrollo de tecnologías avanzadas de extracción de CO_2, como puede ser la bioenergía con secuestro y almacenamiento de carbono (BECCS) o la captura directa desde el aire (DACC), la reforestación y el incremento de carbono en suelos (AFOLU o LUCLUCF) son las únicas alternativas viables para llevar a cabo estos objetivos (Fuss et al., 2018).

La segunda herramienta que se desarrolló en apoyo al Plan Verde fue la Estrategia "de la granja a la mesa" (Farm to Fork Strategy) (COM/2020/381). De hecho, fue la primera de las grandes estrategias aprobadas por el Parlamento Europeo y una de las más maduras en cuanto a su grado de aplicación. Uno de los principales enfoques de esta estrategia es extender a toda la cadena agroalimentaria (desde el manejo del suelo a la gestión de residuos alimentarios) el concepto de huella de carbono, mediante la que se

pretende generar un marco adecuado que conduzca a la estandarización, monitorización, publicación y verificación de metodologías encaminadas a normalizar las prácticas de manejo que mejoren la huella de carbono de los sistemas agrícolas. El mecanismo específico para acceder al objetivo principal de la Estrategia "de la granja a la mesa", es la creación de un nuevo modelo de negocio basado en el carbono: el *Carbon farming*.

Muy relacionada con la Estrategia "de la granja a la mesa", en diciembre de 2021 se aprueba la nueva Política Agraria Común (PAC) para el periodo 2023 – 2027 (Regulation EU 2021/2115, de 2 de diciembre), que cambia de forma substancial las regulaciones del anterior periodo, enfatizando notablemente en los aspectos medioambientales. En concreto, tanto los Requisitos Legales de Gestión (RLG) como las Buenas Condiciones Agrarias y Medioambientales (BCAM) de la condicionalidad reforzada (RD 1049/2022), obligatorias para todos los agricultores, como los eco-regímenes (P) (RD 1051/2022), de acogimiento voluntario, incluyen medidas tales como el estricto control en la aplicación de agroquímicos (i.e. RLG 8, BCAM 10), cobertura mínima del suelo (i.e. BCAM 4 y 6, P6 y 7), protección frente a la erosión (i.e. BCAM 5) y, en definitiva, medidas de agricultura baja en carbono destinadas a "mejorar la estructura de los suelos, reduciendo los riesgos de erosión y desertificación, aumentando su contenido de carbono e incrementando la biodiversidad y calidad del suelo" (p. 21). A instancia de la Estrategia "de la granja a la mesa" y la Ley de Cambio Climático, la fijación de carbono en el suelo se convierte en uno de los principales pilares de la PAC, ámbito natural de aplicación de la iniciativa de *carbon farming*.

El último aspecto importante a comentar en cuanto a normativa se refiere, es el instrumento con el que se pretende consolidar de forma definitiva todos los puntos comentados en la Ley de Cambio Climático, las Estrategias y la PAC, y no es más que la certificación para la extracción de CO_2. La necesidad de diseñar y disponer de una herramienta de este tipo la encontramos en el Anexo de la Estrategia "de la granja a la mesa" (COM/2020/381), como parte de un plan de acción para la consecución de los objetivos. En el caso concreto del objetivo nº 1 de la Estrategia, la creación de un nuevo modelo de negocio ecológico basado en la captura de carbono por agricultores y silvicultores, se hace imprescindible contar con un sistema de certificación capaz de monitorizar, informar y verificar (MRV) si se aplican o no en la finca las prácticas recomendadas (*action-based* MRV) o si se alcanzan o no las extracciones propuestas (*result-based* MRV). En el momento de escribir esta tesis, se debate en el Consejo europeo una Propuesta Legislativa de la Comisión (COM/2022/672), que en breve plazo, habrá de pasar al Parlamento, en la que se dará forma definitiva al mecanismo certificador de la huella de carbono en la Unión Europea.

1.1.2.2 Agricultura de carbono; iniciativa 4 por mil y carbon farming

En los últimos años hay un especial interés en promover prácticas de gestión con el fin de lograr la transición de la agricultura de ser fuente a sumidero de CO_2. Esto se debe principalmente a que la agricultura, a diferencia de otros sectores, es capaz de almacenar carbono en la biomasa de las plantas y en el suelo, y compensar las emisiones de CO_2 bajo manejos apropiados.

Los suelos contienen aproximadamente el 80 % de la reserva de carbono en la tierra (2500 Gt) (Lal, 2008), y se consideraría una solución para hacer frente al cambio

climático, ya que los suelos pueden almacenar carbono durante décadas (Guenet et al., 2021). Por lo tanto, para lograr que la agricultura sea sumidero de CO_2 sería necesario la implementación de prácticas de manejo sostenibles basadas en el secuestro de carbono, entendiéndose como el almacenamiento de carbono a largo plazo.

En primer lugar, se produce la asimilación del CO_2 de la atmósfera a través de la fotosíntesis de las plantas, posteriormente una parte del CO_2 es devuelto a la atmósfera mediante la respiración, mientras que los compuestos orgánicos generados por las plantas serán asimilados por los herbívoros, y estos consumidos por los carnívoros, y todos estos compuestos se van a incorporar al suelo, y cuando mueran supondrán nuevas adiciones en los horizontes del suelo. A través de la mesofauna y los microorganismos edáficos, todos los compuestos incorporados en el suelo cambiarán de composición y estructura dando lugar al humus, que es la materia estable, y también se genera el proceso de mineralización que pondrá a disposición minerales para las plantas (Lefévre et al., 2017).

Teniendo en cuenta el papel que desempeñan los suelos, en función de las prácticas llevadas a cabo y, por tanto, como solución frente al cambio climático, han surgido diversas iniciativas al respecto. En 2015 en la COP-21 (Francia) se lanzó la iniciativa internacional 4 por mil, que consistía en incrementar en un 0.4 % los niveles de carbono orgánico en el suelo para compensar las emisiones de GEI generadas por las fuentes antropogénicas, y reducir la degradación de los suelos. En el estudio realizado por Minasny et al. (2017) en 20 regiones del mundo encontraron que bajo las mejores prácticas de manejo se podría conseguir este objetivo e incluso lograr tasas de secuestro más altas. Además, en los suelos con bajo carbono orgánico en el suelo, y en los primeros veinte años después de llevar a cabo las prácticas de manejo, se podrían conseguir tasas de hasta 10 por mil. Sin embargo, existen limitaciones como la imposibilidad de algunos agricultores para adoptar prácticas de manejo debido a su coste económico, o bien porque las prácticas que favorecen el secuestro de carbono en el suelo ya han sido ampliamente adoptadas, por lo que podrían dificultar a incrementar los niveles de carbono en el suelo. Por lo tanto, es necesario promover prácticas más realistas para que puedan ser implementadas (Poulton et al., 2018; Rumpel et al., 2020). En el apartado *1.2.3 Problemáticas asociadas al olivar y la importancia de implementar prácticas de manejo sostenibles*, se indican algunas de estas prácticas de manejo, también denominadas Soluciones basadas en la naturaleza (SbN), en nuestro caso asociadas al olivar, ya que es el cultivo en el que se centra esta tesis.

Como se ha comentado anteriormente, desde 2021, la Comisión Europea pretende impulsar la agricultura de carbono para que los sectores agrícolas y forestales cumpliesen con los objetivos establecidos en la Ley del Clima de la UE, secuestrando hasta 225 Mt CO_2 equivalente, y lograr la reducción de las emisiones de GEI en un 55 % en 2030 y emisiones cero en 2050 (Reglamento (UE) 2021/1119). La reciente iniciativa de *carbon farming*, entendiendo este concepto como los flujos de carbono biogénico debidos a la extracción y almacenaje de carbono atmosférico en la biomasa viva, la materia orgánica muerta y el carbono orgánico del suelo, se basa en la aplicación de prácticas de gestión que contribuyan a almacenar carbono en el suelo y en la biomasa en el marco de la Política Agraria Común (PAC), mejorando de esta forma la salud del suelo, aumentando la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, y reduciendo las emisiones de GEI. Sin olvidar, que proporciona incentivos a aquellos agricultores y silvicultores que de manera voluntaria aumenten y protejan las reservas de carbono, es decir los llamados eco-regímenes (PAC 2023-27), que son pagos anuales directos a los agricultores que acepten

compromisos medioambientales que vayan más allá de la condicionalidad reforzada. Algunas de estas prácticas son; la aplicación de cubiertas vegetales o inertes en cultivos leñosos en terrenos llanos o de media-alta pendiente, espacios de biodiversidad en tierras de cultivo y cultivos permanentes, siega sostenible en la que se establece un período improductivo entre los meses de junio, julio y agosto, entre otras (MAPA, 2022a).

McDonald et al. (2021) plantean cuatro mecanismos para implementar la iniciativa *Carbon farming*: 1) pagos directos por la aplicación de prácticas sostenibles, como pueden ser las buenas condiciones agrarias y medioambientales (BCAM) o los eco-regímenes de la PAC, tal y como se ha comentado anteriormente, 2) pagos corporativos, donde las empresas pagan a los agricultores por las prácticas aplicadas o los resultados obtenidos, repercutiendo posteriormente el precio a los consumidores, 3) pagos a través de intermediarios, que supone la creación de empresas que paguen por resultados obtenidos al agricultor a cambio de la obtención de "créditos de carbono", con los que luego negociar en el mercado de carbono, y 4) pagos por "créditos de carbono" negociados directamente por los agricultores sin empresas intermediarias con los compradores del mercado de carbono. Independientemente al mecanismo 1, que ya es de aplicación por la PAC, los mecanismos 3 y 4 requieren de un proceso de certificación robusto y trazable, dado que las extracciones o créditos de CO_2 son en sí mismas el producto en venta. Es importante resaltar de nuevo, por tanto, la propuesta legislativa de la Comisión (COM/2022/672) que, en el contexto de la Estrategia "de la granja a la mesa", se está debatiendo en este momento en el Parlamento Europeo con el objetivo de establecer un mecanismo de certificación de las extracciones de CO_2. Este mecanismo permitirá la monetización del carbono fijado en las parcelas agrícolas para su introducción en el mercado de carbono, a partir de una fórmula de cálculo de la huella de carbono (p. 23), objetivo que coincide, en lo esencial, con lo que se pretende establecer en esta tesis doctoral.

En definitiva, es clave que todos los sistemas agrícolas se dirijan a una agricultura sostenible para conseguir un equilibrio a nivel ambiental, social y económico, garantizando una seguridad alimentaria óptima y estable.

1.2 El olivar

El olivo (*Olea europaea*) es el cultivo leñoso más ampliamente distribuido en el mundo (Figura 1.1), sus orígenes remontan a los años 3000 - 4000 años a.C. en la zona de Palestina, aunque su principal zona de cultivo ha sido el área mediterránea, pese a que en los últimos años se está expandiendo a otras zonas como México, Sudamérica y Australia (Barranco Navero et al., 2017). En el año 2021 el cultivo del olivo se encontraba distribuido por el mundo con 11.6 millones de hectáreas de superficie, distribuidas en 67 países de los cinco continentes. No obstante, Europa es el continente con mayor superficie (6.27 millones de hectáreas), representando el 54.08 % del total. Por otro lado, se espera que la superficie de olivar siga creciendo, además en 2021 el aumento fue de 0.65 % respecto al año 2020. Del total de superficie plantada de olivar, el 89.80 % corresponde a la producción de aceituna para almazara, mientras que sólo el 10.20 % va destinado a la producción de aceituna de mesa. Es importante señalar, que la mayor parte de la superficie cultivada por olivos se encuentra en régimen hídrico de secano (71.10 %), y el restante

en régimen hídrico de regadío (28.90 %). España es el país con mayor superficie de olivar cultivada (2.8 millones de hectáreas), seguido de Túnez (1.78 millones de hectáreas) e Italia y Grecia (1.1 millón de hectáreas). Cabe destacar el aumento de la superficie de olivar en Egipto, puesto que desde 2020 se ha incrementado en un 2.17 %, un crecimiento por encima de la media mundial (Parras Rosa et al., 2022).

En España, la superficie total de olivar en 2021 fue de 2.8 millones de hectáreas, de las cuales el 93 % correspondía a la producción de aceite (aceituna de almazara), y el porcentaje restante a aceituna de mesa. El 68 % de la superficie de olivar se encontraba en secano y el 32 % en régimen hídrico en regadío. Dentro de España, Andalucía es la comunidad autónoma con mayor superficie dedicada a este cultivo (60 %), seguido de Castilla-La Mancha (16 %) y Cataluña (4 %), mientras que las comunidades autónomas restantes representan el 20 % del total (MAPA, 2021). Jaén es la provincia andaluza que cuenta con más hectáreas de olivar (593.538 ha), seguido de Córdoba (374.633 ha) y Sevilla (242.166 ha) (MAPA, 2021), y que representa la mayor concentración arbórea de toda Europa (Martínez y Almonacid, 2017). Teniendo en cuenta la superficie total de olivar de estas tres provincias andaluzas (1.2 millones de hectáreas), el 59 % de los olivares son de secano (MAPA, 2021).

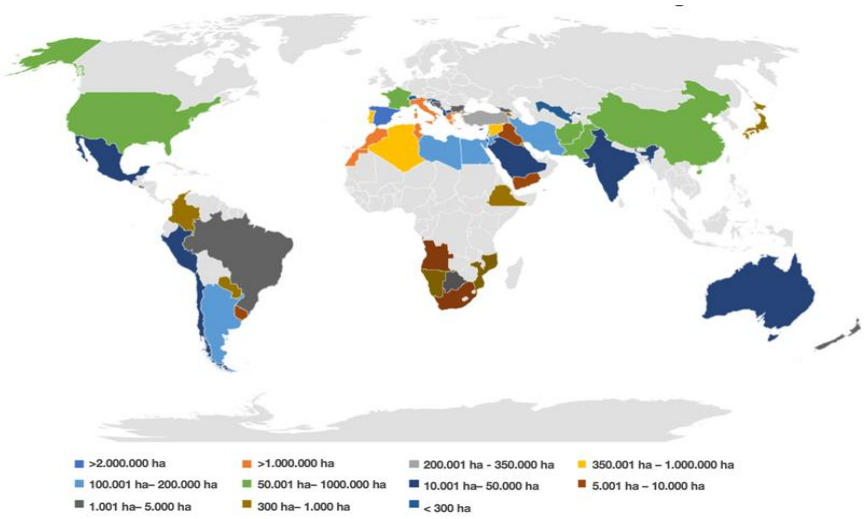


Figura 1.1. Distribución espacial del cultivo del olivo a nivel mundial. Fuente: Parras Rosa et al. (2022).

A escala mundial, el 68.50 % de la superficie de olivar corresponde a un marco de plantación tradicional, entre los 10 - 12 metros entre cada olivo (70 – 120 olivos/ha). Como consecuencia de la distancia existente entre olivos, estos suelen presentar de dos a tres pies. Dentro del olivar tradicional, existe una clasificación, olivar tradicional mecanizable o no mecanizable, y dependerá de la pendiente del terreno (> 20 % imposible la mecanización), y suele estar en régimen de secano. El olivar moderno en copa, o conocido como olivar con un marco de plantación intensivo, representa el 21.90 % de la superficie total de olivar, y se caracteriza por el incremento del número de olivos por hectárea, con el fin de aumentar la producción en la explotación. De esta forma, el marco de plantación presenta medidas de 6 x 6, o incluso de 3 x 6 (200 – 600 olivos/ha), con entrecalles relativamente anchas (aproximadamente seis metros), y olivos de un solo pie,

que hacen que las plantaciones sean plenamente mecanizables. El régimen de regadío alcanza el 85 % del total de olivar moderno en copa plantado. El olivar en seto, presenta un marco de plantación de 2 x 4 o 1.5 x 3 (1000 – 2500 olivos/ha), con entrecalles estrechas de aproximadamente tres metros. Este tipo de plantación representa la manera mecanizada más eficiente, y el régimen hídrico es 100 % en riego. Ocupa el 9.60 % de la superficie mundial de olivar, y sigue en auge por las nuevas plantaciones y transformaciones de las explotaciones existentes (Parras Rosa et al., 2022) (Figura 1.2).

Figura 1.2. Representación gráfica de los diferentes tipos de plantación del olivar; tradicional (izquierda), moderno (intensivo) en copa (centro), moderno en seto (superintensivo) (derecha) Fuente: Parras Rosa et al. (2022).

En relación a las variedades del olivo, existen en torno a 600 variedades diferentes. La variedad más importante en España es la picual con gran capacidad productiva, y además, el 30 % del aceite de oliva que se obtiene en el planeta procede de esta variedad, y en Jaén se sitúa el 97 % de la superficie de esta tipología. La variedad arbequina ha tenido un crecimiento exponencial, y el 11 % del aceite en el mundo corresponde a esta. La variedad hojiblanca está presente en varios puntos de Andalucía (Córdoba, Málaga, Sevilla y Granada), y con producciones medias (Vilar y Caño, 2022).

Teniendo en cuenta la gran extensión del olivar a nivel mundial, y en España y Andalucía, cualquier cambio que se produzca en el manejo del olivar, no sólo va a tener repercusiones en aspectos económicos, sociales y culturales, sino también a nivel ambiental, al menos a una escala regional. De ahí, la importancia de explotar el potencial que presentan los olivares para mitigar el cambio climático a través del papel que desempeñan como sumidero de carbono gracias a su carácter permanente. A su vez, la distribución regular de los olivos, permite la implementación de prácticas de manejo, tales como la presencia de cubierta vegetal espontánea o sembrada, orientadas a una mayor acumulación y secuestro de carbono orgánico en el suelo. Por otro lado, si el material de poda generado se tritura y se esparce en el suelo, supondrá una entrada de carbono en el mismo. En cuanto a las raíces, el olivar presenta raíces más grandes en comparación a las que desarrollan los cultivos anuales, por lo que penetrarán y desarrollarán raíces finas más profundas en el suelo, que junto a las interacciones microbianas conlleva a que más carbono orgánico se capture y permanezca durante décadas.

1.2.1 Clima, suelo y morfología del olivo

El olivo se considera una planta subtropical, son tolerantes al frío e incluso a heladas inferiores a los - 10 º C, y son resistentes a condiciones extremas de calor y sequía en los meses de verano. Necesita temperaturas cálidas desde la primavera hasta el otoño, y estas condiciones son propias de zonas con clima mediterráneo que corresponde al tipo mesotérmico; inviernos fríos y veranos calurosos. En relación al suelo, el olivo puede ocupar una gran diversidad de tipos, ya que presenta una alta adaptabilidad. Aunque suele preferir suelos de texturas homogéneas, ya que una mala aireación conlleva al encharcamiento de este cultivo, el cual es susceptible. La salinidad no es un problema en los olivares, al menos para aquellos de secano, pese a que en algunos olivares con regadío está empezando a ser una problemática, al aportar al suelo las sales presentes en el agua y por las dosis de riego mínimas.

El olivo (*Olea europea*) puede llegar a medir unos 15 metros de altura, aunque variará según la variedad. Puede permanecer vivo y productivo durante ciento de años, y se caracteriza por presentar un tronco grueso de color gris a verde grisáceo, y con protuberancias y fisuras conforme se va haciendo mayor. La copa es redondeada, aunque más o menos lobulada, y sus hojas son simples, duras y lanceoladas, de hasta unos 8 cm de longitud por 2 cm de anchura y sus bordes se enrollan por desecación. La nervadura central es muy marcada, mientras que las secundarias muy poco aparentes. El pecíolo suele ser de medio centímetro de longitud, son blanquecinas por el envés y de un color verde oscuro brillante por el haz, debido a la presencia de una gruesa cutícula. La morfología del sistema radical del olivo depende del origen del árbol y de las condiciones del suelo. Si nace a partir de una semilla, se forma una raíz principal, pero si son producidos mediante enraizamiento de estaquillas, las raíces se forman en la zona basal de la estaquilla mediante múltiples raíces adventicias, que actúan como raíces principales. Las raíces más jóvenes son de color blanco, y conforme maduran pasan a color marrón. Las flores son de pequeño tamaño y están reunidas en inflorescencias, que puede tener de 10 a 40 flores, las cuales presentan cuatro pétalos de color blanquecino (Figura 1.3). La polinización y fecundación son los requisitos para la formación y cuajado del fruto, conocido como aceituna, que es una drupa de forma ovoidea. Se trata de un fruto con una sola semilla y está compuesto de tres tejidos principales: endocarpo (hueso), mesocarpo (la pulpa) y exocarpo (la piel) (Barranco Navero et al., 2017; López-Luengo, 2006).

Figura 1.3. Tipología del olivo, y aspecto de las inflorescencias, flores, raíces y fruto.

Los meses en los que ocurren los principales estados fenológicos del olivo se pueden resumir tal y como se muestra en la Figura 1.4 y 1.5. Durante la brotación es visible la aparición de yemas, que van creciendo y forman brotes que dan lugar a nuevas hojas o racimos florales, mientras que en la floración, el olivo muestra la mayor parte de sus flores abiertas, que una vez fecundadas darán lugar a nuevos frutos. Posteriormente, comienza la caída de los pétalos, y cuando finaliza la floración, tiene lugar la formación del fruto (cuajado) y la caída de ovarios no fecundados. El desarrollo del fruto consiste en el endurecimiento del hueso, hasta que llega a un tamaño definitivo y adquiere un color verde que irá tornándose a tonos violáceos, lo que se denomina como envero. Tras finalizar el envero comienza la maduración, que es la fase final en el que el fruto ha acumulado todo su aceite.

Estados fenológicos	**Enero**	**Febrero**	**Marzo**	**Abril**	**Mayo**	**Junio**	**Julio**	**Agosto**	**Septiembre**	**Octubre**	**Noviembre**	**Diciembre**
Brotación												
Floración												
Formación del fruto												
Desarrollo del fruto												
Envero												
Maduración												

Figura 1.4. Cronograma de los meses en los que tienen lugar los principales estados fenológicos del olivo. No obstante, existen variaciones de semanas en función de la variedad y condiciones edafoclimáticas.

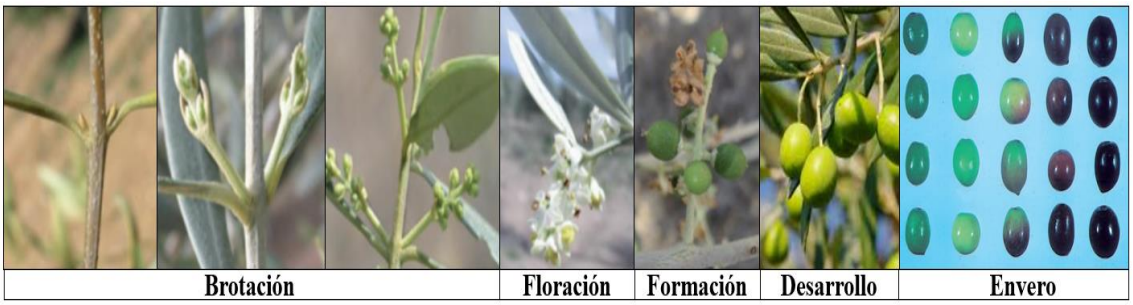


Figura 1.5. Estados fenológicos del olivo. Fuente: elaboración propia a partir de Barranco Navero et al. (2017).

1.2.2 Tareas llevadas a cabo en el olivar

Las principales tareas (Figura 1.6) llevadas a cabo en el olivar se resumen en el cronograma que se muestra (Figura 1.7), aunque cada olivicultor tiene su propio planning en función de la zona en la que se encuentre la parcela.

Durante los meses de febrero y marzo, se realiza la labor de poda mediante motosierras, con el fin de equilibrar las producciones. Existen dos tipos de poda: la poda de producción, llevada a cabo en olivos jóvenes, y cuya misión es incrementar en altura al olivo, y la poda de renovación, aplicada a olivos viejos para ir renovando ramas y conseguir una relación óptima entre hoja y madera. Realizada la poda, se separa la poda ligera de la leña, esta última se suele vender o utilizar para consumo propio, mientras que la poda ligera se sitúa en el centro de la entrecalle del olivar y se suele picar mediante picadoras-trituradoras con anchuras de trabajo de unos dos metros. En estos meses se puede observar el engrosamiento de las yemas, y suele existir problemas de prays (*Prays oleae*), un lepidóptero que causa problemas foliares. De ahí, que se suela llevar a cabo el primer tratamiento para luchar contra esta plaga, para ello es frecuente emplear un pulverizador hidroneumático (atomizador), dotado de sistemas automáticos de apertura y cierre con sensores capaces de detectar la vegetación. En febrero-marzo también se suele llevar a cabo el abonado completo de NPK mediante abonadora o pala cargadora, y muchos olivicultores aprovechan para aplicar productos a base de cobre para tratar enfermedades de repilo (abril), que es un patógeno fúngico que origina manchas en las hojas del olivo.

Dependiendo de la parcela, en abril-mayo se labrará o no el suelo, si se labra se optará por una labranza profunda mediante vertedera o discos, aunque esta práctica tradicional no está permitida en el actual marco de la PAC. En aquellas parcelas en las que está implementada la cubierta vegetal, esta se desbroza mediante herbicidas utilizando una barra de herbicida, o bien mediante desbrozadora manual o de martillos (febrero-marzo). En los meses de marzo y abril, se suelen aplicar productos para favorecer la formación y el cuajado del fruto, tipo aminoácidos, bioestimulantes o soluciones a base de fósforo. En julio y agosto, en las fincas de laboreo tiene lugar un segundo pase, pero en este caso el laboreo es más superficial, mediante cultivador, grada de púas o rulo, mientras que en las parcelas con cubierta vegetal, en algunas ocasiones le dan un segundo pase, en el caso de que la hierba haya crecido en altura más de lo esperado (abril-mayo). Entre los meses de agosto-octubre, tiene lugar el desvareto mediante hacha, y se basa en

eliminar las varetas formadas en la parte inferior del tronco del olivo, en otras ocasiones, se emplean químicos para su eliminación.

En octubre, debido a las precipitaciones de esta época, se suele hacer un segundo tratamiento para hacer frente al repilo (*Spilocaea oleagina*), y evitar que afecte a la futura cosecha. En algunas parcelas, en septiembre-octubre, se fertiliza aumentando los niveles de potasio o bien se añade alperujo, y en noviembre se empieza a cosechar. En este tipo de recolección temprana, la aceituna es recogida mediante vareo, que cosiste en golpear las ramas del olivo mediante varas hasta que las aceitunas caen, y al mismo tiempo se emplean peines o vibradores de ramas para facilitar el trabajo, o bien se emplea un tractor o buggy acoplado a un vibrador de tronco, el cual vibra el olivo para que la aceituna caiga sobre los fardos o el paraguas, y de ahí a los remolques. Los fardos son mantones que se colocan en el suelo y sobre los que cae la aceituna, que posteriormente se transfiere al faldón, que son mantones de menor tamaño y se encuentran reforzados en los cuatro vértices en los que hay una arandela. De esta forma, la carga de la aceituna que se encuentra en el faldón, se puede cargar fácilmente a un remolque mediante una pluma capaz de elevarlos y descargarlos. Otra opción que se utiliza es el cajón recogemantos, que como indica su nombre recoge los fardos y vierte el contenido en su interior, y cuando se llena se vuelca en el remolque, el cual se encuentra estacionado en la parcela. Para facilitar el movimiento de los fardos, se emplean buggies o ATVs. En diciembre, tiene lugar la recolección de la aceituna de suelo (recolección tardía) que se puede prolongar hasta finales de febrero, para ello previamente se prepara el suelo bajo la copa del olivo (limpieza del ruedo) en septiembre, y se emplean sopladoras para retirar las hojas, y posteriormente barredoras, que su misión es agrupar la aceituna que se encuentra dispersa bajo la copa de los olivos.

El riego del olivar suele ser deficitario, cuya dotación de riego es inferior a las necesidades máximas del cultivo, y suele ser de unos 1000 – 1500 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$ (a veces, mucho menor, incluso de 750 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$). El riego suele concentrarse de marzo a finales de octubre, puesto que es clave teniendo en cuenta los estados fenológicos del olivo. En primavera, empieza la floración, por lo que es muy importante que el olivo se encuentre hidratado para que en verano no sufra estrés hídrico, y por tanto, dificulte el crecimiento vegetativo y la formación del fruto. En verano, para evitar ese estrés hídrico, es fundamental el aporte de agua para que las hojas y los frutos no se arruguen. Desde finales de verano, es decir principalmente en el mes de septiembre, la humedad debe ser máxima o similar a la de primavera, ya que durante esta época se produce el desarrollo del fruto y la acumulación del aceite, y la ausencia de una óptima humedad conlleva a una disminución de la producción. El riego en el olivo preferiblemente debe de ser bastante espaciado en el tiempo, basado en riegos importantes de varias horas, salvo en suelos poco profundos.

Figura 1.6. Maquinaria típica empleada en distintas tareas del cultivo del olivo. Fuente: Barranco Navero et al. (2017), correspondiente sólo a las imágenes con un asterisco rojo (*).

Tareas	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Laboreo				1º pase			2º pase					
Abonado												
Poda												
Desbrozado		1º pase		2º pase								
Desvareto												
Limpieza del ruedo												
Tratamientos		Prays		Repilo						Repilo		
Recolección	Tardía	Tardía									Temprana	Tardía

Figura 1.7. Cronograma en el que se indica de manera aproximada cuando tienen lugar las distintas tareas.

1.2.3 Problemáticas asociadas al olivar y la importancia de implementar prácticas de manejo sostenibles

El aumento de la producción de olivar en Andalucía se debió en parte a la implementación del riego en este cultivo. Se expandió de 43.000 ha inventariadas en 1992 a 658.732 ha en 2021 (Junta de Andalucía, 2009a; MAPA, 2021), y esto fue posible por la incorporación de España a la Política Agraria Común de la Unión Europea y al desarrollo de las técnicas de riego localizado y de captación de aguas subterráneas. En los

últimos años, la demanda creciente de aceite de oliva, ha supuesto que el olivar se haya repartido en más zonas y que, por tanto, se hayan incrementado las producciones a través de la intensificación del olivar, lo que ha conllevado a un incremento de los fertilizantes químicos y fitosanitarios, junto a laboreos profundos y herbicidas para controlar la cubierta vegetal espontánea. Esto ha supuesto que el valor natural de muchos de los olivares sea muy bajo y que, por tanto, se traten de agroecosistemas de baja resiliencia a los posibles cambios que se produzcan en las condiciones ambientales venideras. De hecho, en muchos olivares es evidente el deterioro ambiental como consecuencia de esta intensificación, e incluso en muchas zonas se sigue quemando los restos de la poda o eliminando las cubiertas vegetales espontáneas a pesar de sus beneficios. Entre los problemas más visibles, se encuentran las pérdidas de suelo debido a la erosión hídrica, que conlleva a problemas de fertilidad, la pérdida del paisaje, y por tanto de biodiversidad y sobreexplotación de acuíferos.

Las pérdidas de suelo en los olivares se deben principalmente a prácticas de manejo insostenibles como la labranza o el empleo intensivo de herbicidas, y a la eliminación de cubiertas vegetales. Vanwalleghem et al. (2010) para siete sitios de estudio y en un período comprendido entre 55 y 100 años, obtuvieron una tasa de pérdida de suelo de 95 t ha^{-1} $año^{-1}$, basándose en la medida de los montículos que se generaban alrededor del olivo. Gómez et al. (2014) mediante el modelo RUSLE estimaron valores entre las 16 y 84 t ha^{-1} de pérdidas de suelo en olivares con suelo desnudo tratados con herbicidas, como consecuencia de la erosión hídrica, mientras que bajo labranza estos valores fueron inferiores (3 - 28 t ha^{-1}). Gómez et al. (2011) encontraron pérdidas anuales de suelo de 2.6 t ha^{-1} en un olivar bajo labranza, mientras que bajo cubierta vegetal las pérdidas fueron menores (0.17 t ha^{-1}). Rodríguez Sousa et al. (2019) para el conjunto de olivares integrados y mediante el modelo USLE obtuvieron valores de pérdida de suelo de 2.81 a 36.68 t ha^{-1} en función de la pendiente de la parcela. A pesar de los diversos resultados que se pueden encontrar en la bibliografía existente y en función de la metodología empleada, es evidente las altas tasas de pérdida de suelo que se producen año tras año en los olivares, y que suponen una gran repercusión medioambiental y económica (Panagos et al., 2018), y por lo tanto es fundamental buscar soluciones para hacer frente a esta problemática mediante estrategias que ayuden a reducirlas. Además, los cambios en las condiciones climáticas cada vez son más evidentes y acusadas, que junto a las fuertes pendientes de muchas de las zonas de olivar, más la ausencia de una cubierta vegetal que actúa como freno a la erosión, genera grandes escorrentías, que es la causante de la erosión hídrica, la cual origina cárcavas y surcos, uno de los problemas más extendidos en la mayoría de los olivares. Esta pérdida de suelo lleva aparejados problemas en los niveles de carbono orgánico en el suelo y en el desequilibrio de nutrientes, y por tanto, en la fertilidad del suelo.

Debido a la expansión del olivar con riego, esto ha supuesto problemas en el balance de agua y a la sobreexplotación de acuíferos. Un claro ejemplo puede ser el caso de la Cuenca Tabernas-Sorbas en el sureste de España, donde se observa cambios severos en el balance hídrico del acuífero regional, así como en el caudal del manantial Los Molinos (municipio de Sorbas), este era de más de 40 L/s en el período comprendido de 1970-2000 y en el año 2020 se había reducido a 7.28 L/s. El agua subterránea que se bombeaba superaba la cantidad de agua disponible en un 230 %. Además, estos cambios en el balance hídrico dieron lugar a la desaparición del río Aguas, lo que supuso una amenaza para el humedal asociado, y por tanto a su biodiversidad (Martínez-Valderrama

et al., 2020). La calidad del agua también se ha resentido como consecuencia del uso sistemático de productos químicos.

La agricultura ha supuesto la pérdida de biodiversidad, a escala de paisaje; a través de la pérdida de hábitat y por la conversión de las tierras a la agricultura, y a escala de finca; como consecuencia de la intensificación de las prácticas agrícolas, afectando a las funciones del ecosistema. Esto ha dado lugar a que las aves frugívoras e insectívoras hayan disminuido su población en los olivares debido al uso intensivo de herbicidas para eliminar las cubiertas vegetales y por la simplificación del paisaje, provocando que sean lugares inhóspitos (Rey et al., 2021). Las comunidades de hormigas en los olivares también se ven afectadas negativamente por la intensificación de las prácticas de manejo (Rey et al., 2019). Además, la intensificación del cultivo ha propiciado la aparición de nuevas enfermedades y patógenos, así como un incremento de la severidad, entre ellas una nueva sintomatología de seca de ramas y chancros causada por *Phlyctema vagabunda*, con síntomas diferentes a los propios de la enfermedad (necrosis y deformaciones en frutos) o el provocado por hongos de carácter vascular de los géneros *Cadophora*, *Phaeoacremonium* y *Pseudophaemoniella*, que origina necrosis sectoriales y vasculares en la madera de los olivos afectados (Agustí-Brisach et al., 2022).

Como consecuencia de esa desvalorización natural y a todos los problemas ambientales acarreados, es necesario la implementación de prácticas de manejo sostenibles adaptadas a la gran diversidad de condicionantes de los olivares de la Cuenca del Mediterráneo para hacerles frente. Además, estas prácticas tienen una gran repercusión en iniciativas como la de *carbon farming*, puesto que conducen al objetivo de fijación neta de carbono en las parcelas agrícolas, pudiendo ser objeto del pago directo por parte de la administración, como es el caso de la PAC, al mismo tiempo que mejoran la fertilidad de los suelos y su biodiversidad, aportándole vitalidad a los olivares. Es muy interesante resaltar que la Propuesta de Ley (COM/2022/672) para la certificación de las extracciones de carbono, comentada en apartados anteriores, indica de forma explícita en su artículo 7, que cualquier práctica susceptible de certificación debe ser sostenible de cara a otros servicios ecosistémicos como "la regulación del ciclo del agua, control y prevención de la contaminación, y protección y restauración de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos", generando cobeneficios que puedan ser incentivados por otros canales públicos o privados. Aunque la Propuesta de Ley no lo cita explícitamente, es fácil deducir que las prácticas de las que se habla son Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN).

Según la Comisión Europea, las SbN se definen como "soluciones inspiradas y apoyadas por la naturaleza, que proveen beneficios ambientales, sociales y económicos, y presentan una relación costo-beneficio favorable, que ayudan a la consecución de la resiliencia de paisajes, ciudades y ambientes marinos a través de actuaciones localmente adaptadas y eficientes" (European Comission, 2020). De forma más general, Fernandes y Guiomar (2017) definen SbN como "el conjunto de soluciones tecnológicas encaminadas a la resolución de problemas prácticos de la sociedad y que están basadas en los procesos y sistemas naturales". Poniendo el foco específicamente en el sector agrícola, Simelton et al. (2021) redefinen las SbN como "el uso de procesos o elementos naturales que mejoran los servicios ecosistémicos en las tierras afectadas por prácticas agrícolas". El uso de las SbN como término paraguas capaz de afrontar el desafío asumido en el Pacto Verde Europeo, las diversas Estrategias que de él se derivan, la PAC y los programas de investigación de Horizonte Europa, es algo que poco a poco se va

imponiendo (Faivre et al., 2017; Machác et al., 2021; Hadjichambis, 2022), no sólo a nivel europeo, sino internacional. Así lo indica la destacada relevancia que las SbN están recabando en otros organismos internacionales de la talla de la Unión Internacional de la Conservación de la Naturaleza (Cohen-Shacham et al., 2016), la FAO (Sunneveld et al., 2018), la Administración Federal Americana (WHCEQ, 2022) o la Asamblea Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP/EA, 2022), como concepto operativo e incluso estratégico en restauración ambiental.

Algunas de las prácticas de manejo sostenible o SbN, que son técnica y económicamente viables en los olivares de la cuenca del mediterráneo, y que además son una solución frente al cambio climático (Figura 1.8) son:

- La presencia de cubierta vegetal espontánea o la implementación de cubiertas vegetales mediante siembra. El mantenimiento de la cubierta vegetal es beneficioso para las comunidades de hormigas o como control de plagas en los olivares (Martínez-Núñez et al., 2021). La cubierta vegetal también es un elemento imprescindible para reducir la erosión del suelo, además de favorecer la infiltración y disponibilidad de agua (Sastre et al., 2016), la entrada de carbono en el suelo y la retención de nutrientes (Torrús-Castillo et al., 2022), lo que favorece la fertilidad del suelo. Las cubiertas vegetales pueden ser al mismo tiempo un alimento para aquellas fincas donde se integre el ganado, y presentan una capacidad de fijación a nivel global de hasta 0.32 Gt CO_2 equivalente al año (Griscom et al., 2017).

- Incorporación de restos de poda triturados al suelo (mulches). Este tipo de cubiertas inertes reducen la erosión del suelo y mantienen la humedad (Prosdocimi et al., 2016), sirven como control de la vegetación espontánea y disminuyen la necesidad de aplicación de herbicidas (Henry et al., 2015), y son una entrada sustancial de carbono orgánico (Montanaro et al., 2010). También este mulch influye en la dinámica del carbono y nitrógeno del suelo, y por tanto es una buena estrategia en la acumulación de carbono (Gómez-Muñoz et al., 2016), al mismo tiempo que proporcionan hábitats para la comunidad edáfica.

- Fertilización orgánica. La aplicación de estiércol y alperujo compostado, que es el principal subproducto de la producción de aceite de oliva en las almazaras, tienen numerosos beneficios dentro de los olivares, ya que aumentan los niveles de materia orgánica, de nutrientes (carbono, nitrógeno y fósforo) e incluso incrementan el contenido de aceite en fruto a los diez años de aplicación (Fernández Hernández et al., 2015). Esta SbN se relaciona con una regulación más eficiente de los ciclos de nutrientes y la producción de biomasa, como servicio ecosistémico básico en agroecosistemas. Desde el punto de vista de la emisión de GEI, el cambio de la fertilización química tradicional por fertilización orgánica se considera una de las prácticas con mayor relación beneficio/coste y un potencial de aproximadamente 0.80 Gt de CO_2 equivalente al año (Griscom et al., 2017).

- Integración de ganado en las parcelas. La presencia de ganado ovino en las parcelas de olivar sirve de control efectivo de la cubierta vegetal, por lo que no es necesario el empleo de maquinaria como desbrozadoras manuales o de martillo para poder segarla, y suponen una diversificación de la riqueza, además de aportar un aporte extra de fertilización orgánica sin necesidad de insumos externos, y también actúa como control de varetas del olivo (Torres et al., 2016). El ganado equino también es una opción para controlar las

cubiertas vegetales e incrementar los nutrientes en el olivar (SEO Birlife[4]). Por lo tanto, la presencia de ganado reporta importantes beneficios de cara a servicios ecosistémicos como el reciclaje de nutrientes y fijación de carbono, calculándose una tasa potencial anual de hasta 0.40 Gt CO_2 equivalente al año (Griscom et al., 2017).

- Diversidad paisajística. La presencia de elementos naturales como estanques, setos o flores silvestres aumentan el valor natural y tradicional de los olivares, además de aumentar la biodiversidad en los mismos. Cuando se incrementa la complejidad paisajística se favorece la comunidad de hormigas (Martínez-Núñez et al., 2021). Por otro lado, Rey et al. (2021) demostraron que la presencia de parches de bosque seminatural en los olivares son vitales para la conservación de aves frugívoras y sus servicios de dispersión. También recomendaban la reforestación de los bordes y márgenes de las parcelas, la instalación de setos y perchas para pájaros. Estas infraestructuras verdes rompen la conectividad sedimentaria del paisaje y regulan eficazmente la pérdida de agua, colaborando en la reducción de la erosión y la pérdida de carbono de la parcela (Keestra et al., 2018; Sonneveld et al., 2018).

- Laboreo mínimo. Se basa en incluir laboreo a curvas de nivel o contour cropping (Eskandari Damaneh et al., 2021) que están destinadas a disminuir la erosión y la pérdida de agua del suelo, y de forma indirecta a la emisión de CO_2.

- Uso racional del agua. Teniendo en cuenta que muchas zonas se encuentran sobreexplotadas como consecuencia de la expansión del olivar en riego, sería recomendable establecer un diseño de la dotación de agua recomendable para cada parcela en función del agua disponible y las características de la zona. De esta forma, se ahorraría agua si se establecieran las cantidades y los tiempos necesarios para regar, no usando más agua de la necesaria.

Recientemente, estas SbN, destinadas a la mitigación y/o adaptación al cambio climático, han sido denominadas como "Nature-based Climate Solutions" (Soluciones climáticas basadas en la naturaleza, o SCbN) (Griscom et al., 2017; Girardin et al., 2021; Adil et al., 2022). Se trata de un concepto que está recabando en la actualidad mucha relevancia por su interés de cara a conseguir el objetivo de emisiones netas cero (Anderegg et al., 2022), aunque no hay que olvidar que por su propia definición, las SCbN actúan de forma sinérgica potenciando todos los servicios ecosistémicos, desde la mitigación del cambio climático, a la protección de la biodiversidad, por lo que la distinción entre NbS y NCbS es más un recurso conceptual que una realidad práctica.

En cualquier caso, las estimaciones indican que la aplicación de SCbN podrían tener un potencial de mitigación máximo hasta 2030 de en torno a las 20 Gt CO_2 al año, de las cuales aproximadamente 6 Gt CO_2 presentarían una relación beneficio/coste favorable y contrastado desde el punto de vista económico (la aplicación de la NCbS debe costar menos que el precio de la tonelada de CO_2 en el mercado de carbono, que oscila entre 80 y 100 € por tonelada en el periodo 2022-2023); esta reducción de máximos sería compatible con el escenario de 1.5 º C planteado por el SR1.5 (Griscom et al., 2017). Una estimación más realista reduce la capacidad a la mitad, 10 Gt CO_2 / año (3 Gt rentables), que sigue siendo compatible con el escenario de < 2 º C marcado como objetivo por la COP26 (Girardin et al., 2021). De todo este potencial de mitigación, que incluye NCbS

[4] https://www.olivaresvivos.com/buenas-malas-hierbas-del-olivar-la-publicacion-que-rescata-el-valor-de-las-plantas-silvestres-en-los-olivares/

en múltiples ámbitos, desde el forestal hasta el litoral, la agricultura podría dar cuenta aproximadamente de una cuarta parte, entre 1 y 2 Gt CO_2 equivalente al año (Griscom et al., 2017), por lo que es un sector muy a tener en cuenta a nivel global, regional y local.

Por último, la implementación de SCbN puede coadyuvar en la adaptación a una problemática que, previsiblemente, será de decisiva importancia en el futuro del olivar: la escasez de recursos hídricos. Michalopoulus et al. (2020) recomienda el no laboreo como forma de reducir la huella de carbono asociada al empleo de maquinaria y de incrementar la disponibilidad hídrica del suelo, mientras que Fraga y Santos (2018) demuestran que el mulching amortigua de forma significativa la evapotranspiración en cultivos leñosos. La cubierta vegetal, si se maneja correctamente, también puede ser un elemento importante para mejorar la disponibilidad hídrica del cultivo (Fraga et al., 2021). Por lo tanto, llevar a cabo este tipo de prácticas contribuye a que el sistema agrícola alcance un equilibrio a nivel ambiental, social y económico.

Figura 1.8. Imágenes que muestran algunas de las prácticas de manejo sostenibles en los olivares.

1.3 La almazara; producción de aceite de oliva

La superficie de olivar a nivel mundial en 2022 fue de 11.6 millones de hectáreas, produciéndose un total de 17 y 22 millones de aceituna. El 89.80 % del fruto se destina a la elaboración de aceite, mientras que el porcentaje restante, a la elaboración de aceituna de mesa (Parras Rosa et al., 2022).

Europa es el continente que produce más aceite de oliva (74.84 %), representando España el 42.26 % e incluso a veces el 62 %, seguido de Italia (9.80 %) y Grecia (8.70 %). Por lo tanto, la tendencia productiva internacional viene marcada por la producción en España, puesto que es el país líder con mayor superficie y producción de aceite. España, Italia y Grecia tienen una gran influencia en el sector oleícola a nivel mundial, puesto que conjuntamente producen el 60.76 % del aceite de oliva (Parras Rosa et al., 2022). En la campaña 2020-21, la producción en España fue de 1.39 millones de toneladas de aceite de oliva, siendo Andalucía la que presentaba una mayor producción (1.11 millones de toneladas de aceite de oliva), destacando la provincia de Jaén (524.047 toneladas de aceite de oliva) (MAPA, 2020a). En la campaña 2021-22 se incrementó en un 34 % más (MAPA, 2022b), mientras que en la campaña 2022-23 se ha reducido la producción a 780 mil toneladas de aceite de oliva, la más baja desde la campaña 2012/13 (MAPA, 2023). A nivel mundial, también se ha observado una reducción de aproximadamente el 18 % en la producción de aceite de oliva, en la campaña 2021-22 esta fue de 3.40 millones de toneladas, mientras que los primeros resultados provisionales dados para la campaña 2022-23 dan valores de 2.73 millones de toneladas de aceite de oliva (COI, 2022). Los olivicultores culparon principalmente esta reducción en la producción del aceite de oliva a las altas temperaturas, afectando a la floración y a los efectos de la sequía. No todos los países de la UE se vieron afectados, Chipre, Croacia, Eslovenia y Grecia, experimentaron aumentos en la producción. En el caso de Grecia, obtuvieron la producción más fructífera desde 2006/07 (350 mil toneladas de aceite de oliva en la campaña 2022-23) (COI, 2022). A pesar de una disminución en la producción de aceite de oliva, los rendimientos mundiales de aceitunas de mesa aumentaron a 3.10 millones de toneladas, superando la marca de 3 millones por primera vez en cinco años (COI, 2022).

Europa es el mayor productor de aceite de oliva y virgen extra, representando el 83.70 % del total de la producción mundial. En cambio, África sólo representa el 35 % como consecuencia del predominio de técnicas de recolección y procesado del fruto de manera tradicional. La cantidad de aceite de oliva virgen extra se está incrementando, en el caso de España representó el 67.50 % del total de aceites de oliva producidos en la campaña 2020-21 (Parras Rosa et al., 2022). En las almazaras, el aceite de oliva se clasifica principalmente en tres tipos, que según el Consejo Oleícola Internacional (COI) se pueden definir tal y como aparece a continuación (COI, 2009):

- Aceite de oliva virgen extra (AOVE): aceite de oliva virgen que tiene una acidez libre, expresada en ácido oleico, no superior a 0.8 gramos por 100 gramos, y cuyas características corresponden a las fijadas para esta categoría en la norma del COI.

- Aceite de oliva virgen (AOV): aceite de oliva virgen que tiene una acidez libre, expresada en ácido oleico de no más de 2 gramos por 100 gramos y cuyas características corresponden a las fijadas para esta categoría en la norma del COI.

- Aceite de oliva virgen lampante, no apto para el consumo: es el aceite de oliva virgen que tiene una acidez libre, expresada en ácido oleico, superior a 3.3 gramos por 100 gramos y/o las características organolépticas y otras características que corresponden a las fijadas para esta categoría en la norma COI. Está destinado a la refinación o para uso técnico.

Actualmente, según la Agencia de Información y Control Alimentarios (AICA), en la campaña 2020-21 había un total de 1830 almazaras activas en España,

concentrándose en la comunidad autónoma de Andalucía la mayor parte; 850. De este total, 323 se encuentran ubicadas en la provincia de Jaén. Según el Plan Director del Olivar Andaluz (2015), la producción de aceite de oliva virgen en España se basa principalmente en el sistema de separación mecánica de dos fases, y en Andalucía, el 50 % de las almazaras son cooperativas (Parras Rosa et al., 2022).

1.3.1 Fase industrial

En la almazara va a tener lugar la transformación de las aceitunas a aceite de oliva a partir del proceso de extracción. Una vez que las aceitunas entran a la almazara, estas serán descargadas en la tolva de recepción y serán enviadas a través de cintas mecánicas hasta la línea de limpieza, donde se procederá a la remoción del material que las acompaña, principalmente piedras y hojas, a través de flujos de aire y bandejas vibradoras. Posteriormente, las aceitunas pueden someterse a un proceso de lavado para eliminar los restos de barro y tierra, en función principalmente de si la recolección es temprana o tardía. Así, una vez que las aceitunas están limpias son sometidas al control de peso y calidad y se envían a la etapa de molienda, la cual se realiza mediante molinos de martillo, obteniéndose la pasta de aceitunas. Esta mezcla homogénea se transfiere a las batidoras para favorecer la salida del aceite, que para preservar la calidad del mismo no deben operar a temperaturas superiores a los 30 °C. Finalmente, se procede a la fase de extracción, que constituye la parte fundamental del proceso de obtención del aceite de oliva, y que consiste en separar el aceite (fase oleosa) del resto de componentes de la aceituna. Los sistemas utilizados pueden ser: sistema tradicional (prensas) y sistema continuo de dos o tres fases. Estos dos últimos, separan el aceite de la pasta (material sólido vegetal y el agua vegetal) mediante el empleo de la fuerza centrífuga en equipos llamados decanters o centrífugas horizontales. En el caso del sistema continuo de tres fases, la centrifugación da lugar a una fase sólida (orujo), una fase grasa (aceite) y una fase acuosa (alpechín), en cambio en el sistema continuo de dos fases sólo se genera la fase grasa (aceite) y la fase sólida, pero con mayor contenido de agua (alperujo). A continuación, se llevará a cabo una purificación del aceite mediante separación de las fases líquidas (aceite y agua de vegetación) empleando centrífugas verticales. Finalmente, el aceite se almacena en depósitos de acero inoxidable (Figura 1.9).

Figura 1.9. Principales procesos llevados a cabo en la almazara.

El envasado final puede implicar etapas de filtración y se suele llevar a cabo en líneas mecanizadas, en las que se encuentran colocados los envases y donde se incorpora la etiqueta de acuerdo con los decretos de comercialización. Este proceso puede tener lugar en las propias almazaras o en envasadoras no integradas en estas.

El alperujo resultante del proceso de extracción de dos fases en la almazara, se transporta hasta las orujeras. El primer paso es el deshuesado, por lo que el alperujo se introduce en la deshuesadora para extraer el hueso de la aceituna. El alperujo libre de hueso es secado mediante un secadero con el fin de disminuir la humedad a un 15 %, con objeto de facilitar la extracción sólido-líquido. Como disolvente extractor se suele emplear hexano, barato y fácil de separar a través de la desolventización, obteniendo aceite de orujo de oliva crudo y un residuo sólido denominado orujillo.

El aceite de orujo de oliva crudo, al haberse obtenido mediante procesos químicos, tiene que pasar necesariamente por una etapa de refinación, con vistas a su empleo. Esta etapa se realiza en las refinerías, e incluye procesos como el desgomado, la refinación propiamente dicha (física por destilación con arrastre de vapor o química empleando hidróxido sódico), la decoloración, la desodorización y finalmente el filtrado. La fase de decoloración reduce el color del aceite debido a la absorción de pigmentos, para ello se añaden tierras o arcillas decolorantes. En la fase de desodorización, se eliminan el olor y el sabor desagradable de los aceites mediante la destilación al vacío. En algunos casos se vuelve a filtrar para eliminar posibles impurezas, obteniéndose el aceite de orujo de oliva refinado y se almacena. Según el Consejo Oleícola Internacional (COI, 2009), el aceite de orujo de oliva refinado es el aceite obtenido a partir del aceite de orujo de oliva crudo por técnicas de refinado que no provoquen ninguna modificación de la estructura glicerídica inicial. Su acidez libre expresada en ácido oleico es como máximo de 0.3 gramos por 100 gramos y sus demás características corresponden a las fijadas para esta categoría en la norma del COI.

1.4 La huella carbono y el balance de carbono

Asumiendo que el olivar juega un papel importante debido a la gran extensión de superficie dedicada a este cultivo, así como todas las empresas implicadas en la cadena de producción del aceite de oliva desde su producción hasta su trasformación, incluyendo el uso de sus subproductos y residuos, y que por consiguiente todas estas actividades suponen una emisión de CO_2 hacia la atmósfera, sería necesario la adopción de indicadores como puede ser la huella de carbono que permitan identificar, sintetizar y comunicar el potencial de emisión de gases de efecto invernadero que son causados por un proceso productivo o una actividad, en el caso del olivar; en el proceso de producción de un litro de aceite de oliva.

La huella de carbono está vinculada con el cambio climático, y es de gran importancia social, ambiental y económica. En definitiva, este indicador tiene como objetivo lograr la descarbonización de la economía, es decir, reducir las emisiones de gases de efecto invernadero que son las responsables en gran medida de que las temperaturas vayan incrementándose año tras año, y que sean una fuente de preocupación en distintos ámbitos, ya sean políticos, ambientales y a la propia sociedad. Por lo tanto, es fundamental dar respuesta a esta problemática que pone en riesgo a la seguridad alimentaria y a las generaciones venideras. De ahí, y tal como se explicaba en el apartado *1.1.2.2 Agricultura de carbono; iniciativa 4 por mil y carbon farming*, que hayan surgido iniciativas para que la agricultura pase a ser sumidero de CO_2, y no fuente, y la importancia de llevar a cabo prácticas de manejo sostenibles que conduzcan a incrementar el carbono orgánico del suelo. Además, la huella de carbono puede influir en los consumidores que busquen un comportamiento amigable con el clima, ayuda a los gobiernos a diseñar políticas, o ayuda a diseñar acuerdos climáticos equitativos y eficientes que eviten trasladar los problemas a otros territorios administrativos (Peters, 2010), también es un componente clave de la responsabilidad social corporativa de las empresas, ya que los inversores analizan la huella de carbono como un indicador de riesgos de inversión (López-Bellido, 2017). No sólo eso, la reciente Política Agraria Común (PAC 2023-27) proporciona incentivos a aquellos agricultores y silvicultores que de manera voluntaria aumenten y protejan las reservas de carbono. Por lo tanto, la huella de carbono en el olivar debe ser analizada con mayor profundidad, dada a su importancia en el panorama actual y futuro próximo, y por la versatilidad que presenta al poder ser aplicada a diferentes unidades funcionales, escalas y utilizando diferentes métodos (Peters, 2010).

Inicialmente, la huella de carbono era una categoría más a considerar en el análisis de ciclo de vida (ACV), que es la herramienta mediante la cual se investigan y evalúan los impactos ambientales de un producto o servicio durante todas las etapas de su existencia. Según la norma UNE-EN ISO 14067 (UNE, 2018), la huella de carbono se define como *"la suma de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y remociones de GEI en un sistema producto, expresadas como CO_2 equivalente y basadas en una evaluación del ciclo de vida utilizando la categoría de impacto única de cambio climático"*. Se entiende como análisis del ciclo de vida a la "recopilación y evaluación de entradas, resultados y los impactos ambientales potenciales de un sistema del producto durante su ciclo de vida" UNE-EN ISO 14044 (UNE, 2006). La huella de carbono debe considerar tanto las fuentes emisoras de CO_2 como los sumideros de CO_2 que un determinado proceso lleva a cabo.

En la actualidad hay numerosos métodos que estandarizan las metodologías para el cálculo de la huella de carbono de productos y servicios. Sin embargo, el hecho de que el ACV y, por tanto, la huella de carbono, surgiera originalmente en un contexto industrial, ha condicionado que las metodologías de evaluación de la misma, como la UNE-ISO, no estén suficientemente maduras como para ser aplicadas con garantías en el sector de la agricultura y agroalimentario (Guinée et al., 2011). Estas metodologías generales deben ser adaptadas al tipo de cultivo y al procesamiento de este, además de la importancia de considerar las absorciones por el propio cultivo y no exclusivamente las externalidades, es decir las emisiones de CO_2 como consecuencia de las labores de campo.

Ya desde los primeros inventarios anuales globales de carbono (*global carbon Budget*, GCB), que comenzaron a publicarse sistemáticamente a partir de 2013 (Quére et al., 2014), se pone de manifiesto la gran importancia de las extracciones debidas al sistema terrestre, que incluye el carbono absorbido por la biomasa y el suelo (*Land uptake*, en terminología del GCB; AFOLU en terminología del IPCC, y LUCLUF en terminología de la Comisión Europea). Parte de estas extracciones se producirán por procesos naturales, y otra parte por procesos antrópicos relacionados con el sector agropecuario y forestal. A diferencia de la huella de carbono, el GCB trabaja en unidades de carbono (PgC o GtC) en vez de CO_2, considerando las entradas menos las salidas, esto es, el ciclo o balance de carbono del sistema terrestre. Prácticamente toda la bibliografía de la última década relacionada con el *Land uptake* se ha establecido en función del balance de carbono (Quére et al., 2014, 2015, 2016, 2017, 2018; Friedlingstein et al., 2019, 2020, 2022a, 2022b), en vez de con la huella de carbono, ya que esta última no fue diseñada para ser aplicada a procesos naturales, o muy relacionados con estos, como los que conciernen al sector primario (Guinée et al., 2011). Esto explica también lo adecuado de emplear el balance de carbono para valorar la capacidad de absorción de CO_2 del olivar (López-Bellido, 2017), ya que en función de las prácticas de gestión que se lleven a cabo, se puede obtener un balance de carbono positivo, que es sinónimo de absorción de CO_2 de la atmósfera.

Por otro lado, si se tiene en cuenta los distintos estudios sobre el análisis del ciclo de vida de la producción de aceite de oliva, que son un total de 23 estudios (Espadas-Aldana et al., 2019), y que resultan escasos para la extensión de olivar existente en el mundo, se comprueba que los procesos que causan mayor impacto a la atmósfera como consecuencia de la emisión de gases de efecto invernadero, especialmente el CO_2, son los originados en la fase de campo en comparación al mínimo porcentaje que contribuye la fase industrial. Dicho esto, es esencial centrarse en el papel que presenta el suelo y la biomasa como sumideros de carbono, y cuantificar el papel que desempeña la incorporación de restos de poda al suelo, así como las cubiertas vegetales, para minimizar o contrarrestar en cierta medida las emisiones de CO_2 hacia la atmósfera. Sin embargo, son muy pocos estudios que analizan el carbono acumulado en las estructuras permanentes y no permanentes en el olivo, y en el suelo, debido a la falta de metodologías disponibles. Tampoco se hace hincapié en las pérdidas de carbono debidas a la erosión del suelo, la descomposición de los restos de poda o de la cubierta vegetal, la respiración del suelo, o la variación de carbono orgánico en el mismo dependiendo del manejo que se lleve a cabo, entre otros. Las calculadoras existentes de la huella de carbono como la del Consejo Oleícola Internacional (COI), OILCA, la del Ministerio de España, entre otras, tampoco consideran el carbono almacenado en el olivo y en el suelo, lo que conlleva a inexactitudes en los resultados. Recientemente, se ha procedido a aplicar la metodología del ACV y considerar el carbono biogénico en la huella de carbono en el olivar

(Fernández-Lobato, et al., 2021b), aunque no se tiene en cuenta de manera exhaustiva ni conveniente la totalidad de procesos biogénicos implicados en el olivar.

Dada la urgencia, comentada en apartados anteriores, de cuantificar de forma precisa la huella de carbono de los sistemas agrícolas y forestales (Regulation (EU) 2018/841), para poder introducirlos eficientemente en la contabilidad de CO_2 sobre la que basar las políticas de acción contra el cambio climático (incluyendo el mercado de derechos de emisión), es necesario avanzar en la integración del carbono biogénico (esto es, el balance de carbono) en el cálculo de la huella de carbono. Solo una vez que se haya integrado el componente biogénico, que incluye la biomasa aérea y subterránea, la necromasa (hojarasca y ramas muertas) y el carbono orgánico del suelo, en la huella de carbono, se estará en disposición de evaluar las posibilidades del *carbon farming* para la mitigación de las emisiones de CO_2 y del cambio climático (COM/2022/672). De hecho, considerar el carbono que es secuestrado por el olivar, supondría reducir la huella de carbono que conlleva todo el proceso que supone la fabricación de aceite de oliva. El simple hecho de considerar o no un flujo va a influir en el resulto final de la huella de carbono. De ahí, la importancia de cuantificar con detalle todas las entradas y salidas que tienen lugar a nivel de campo, y hacer especial hincapié de la necesidad de acondicionar y llegar a un consenso de la metodología general de cálculo de la huella de carbono, que permita al sector olivarero estar preparado ante un escenario de descarbonización de la economía.

HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Los actuales sistemas alimentarios suponen una amenaza para el planeta. De ahí, que se deba incidir en la necesidad de la transición hacia una agricultura sostenible. Centrándonos en el olivar, dado a que se trata de un cultivo distribuido ampliamente a nivel mundial, y a todas las empresas implicadas en la cadena de producción de aceite de oliva, se plantean las siguientes hipótesis y objetivos.

2.1.1 Hipótesis

Hipótesis 1. *El cultivo del olivo contribuye de forma significativa a la mitigación del cambio climático. Debido a su carácter permanente y a la relativamente elevada producción de biomasa, el olivar puede acumular a largo plazo cantidades significativas de carbono tanto en las estructuras permanentes del árbol como en el suelo.*

Hipótesis 2. *En los olivares en los que se llevan a cabo prácticas de manejo que incrementan las entradas de carbono y promueven procesos basados en la naturaleza, como son la implementación de cubierta vegetal, incorporación al suelo de restos de poda triturados, aplicación de alperujo compostado y/o estiércol e integración de ganado, los contenidos de carbono y materia orgánica en el suelo deberían ser superiores a los olivares donde no se aplican estas prácticas.*

Hipótesis 3. *La contribución del cultivo del olivo a la mitigación del cambio climático dependerá de los distintos modelos de cultivo (tradicional en secano, en riego, intensivo).*

Hipótesis 4. *En función de la unidad funcional y las aproximaciones metodológicas (balance, huella con o sin considerar el carbono biogénico) la contribución del cultivo del olivo a la mitigación del cambio climático puede tener distintas magnitudes y signos.*

2.1.2 Objetivos

El objetivo general de esta tesis doctoral es cuantificar el balance y huella de carbono en olivares comerciales de Andalucía con características similares en términos de suelo, variedad, edad y densidad de plantación, y a lo largo de un gradiente de prácticas de manejo que promueven procesos basados en la naturaleza.

Este objetivo general se vertebra de los siguientes objetivos específicos:

Objetivo 1. Desarrollo metodológico para analizar todos los flujos de carbono para el cálculo del balance de carbono en olivares comerciales bajo distintos sistemas de cultivo y manejos.

Objetivo 2. Estimación de la huella de carbono (emisiones de CO_2 eq) en la fase de campo en distintos modelos de cultivo del olivar.

Objetivo 3. Estimación de la huella de carbono (emisiones de CO_2 eq) durante la extracción del aceite de oliva (Virgen/Extra/Lampante) en distintas almazaras.

Objetivo 4. Cálculo de la huella de carbono de distintos modelos de cultivo del olivar y con prácticas de manejo contrastadas, considerando como unidad funcional la hectárea, kilos de aceituna y litros de aceite, y asumiendo o no el carbono biogénico.

MATERIALES Y MÉTODOS

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Diseño experimental y área de estudio

La distribución del olivar en Andalucía representa el 60.5 % de la superficie nacional, mientras que el 46.7 % de las tierras de cultivo en la comunidad autónoma (MAPA, 2020b). La zona de estudio abarca las áreas olivareras más importantes de Andalucía. En concreto, las provincias en las que se localizan las parcelas de estudio son: Jaén, Granada y Sevilla, que son aquellas con mayor producción de aceite de oliva a nivel regional, nacional y mundial.

Teniendo en cuenta las hipótesis de partida, se seleccionaron 12 parejas de olivares comerciales en Andalucía Oriental y Occidental, (Figura 3.2 A, B, C y D), ubicados en los municipios de Estepa (Sevilla), Pegalajar (Jaén), Villacarrillo (Jaén), Úbeda (Jaén), Baeza (Jaén), Albolote (Granada) y Deifontes (Granada) (Figura 3.1). Uno de los olivares de cada pareja corresponde a un olivar en el que se llevan a cabo prácticas de manejo que *a priori* suponen una mayor entrada de carbono (ECO[5]), además de reducir las salidas o pérdidas de carbono. Estas prácticas de manejo incluyen una o una combinación de las siguientes prácticas: i) implementación de cubierta vegetal, ii) incorporación al suelo de restos de poda triturados, iii) aplicación de alperujo compostado y/o estiércol, e iv) integración de ganado ovino o caballar. El otro olivar de cada par corresponde a aquel con características similares de suelo, variedad, edad y densidad de plantación (Tabla 3.1 A y B), pero en las que no se llevan a cabo las prácticas citadas (CONV). En dichas parcelas estaban incluidas las variedades Picual y Hojiblanca, marcos de plantaciones tradicionales, semi-intensivos, intensivos y superintensivos en regadío o en secano y con una edad de árboles comprendida entre los 25 y 200 años (Tabla 3.1 A y B).

Las distintas parcelas de olivar fueron agrupadas en función de la densidad de plantación (número de olivos/ha), y considerando la clasificación dada por el Plan Director del Olivar Andaluz (Junta de Andalucía, 2015): i) tradicionales; plantaciones con densidad de plantación igual o inferior a 150 árboles/ha, ii) semi-intensivo; 150-180 árboles/ha, iii) intensivo; 180-325 árboles/ha, y iv) superintensivo; superior a 325 árboles/ha. El número de pies por olivo está comprendido entre uno y tres, y en algunos casos hasta cuatro.

En relación a la litología de los suelos donde se situaron las parcelas (Junta de Andalucía, 2005), las más predominantes eran las calizas, conglomerados, arenas y lutitas, que estaban presentes en ocho de las parcelas, seguido de margas, margas yesíferas, areniscas y calizas, que se encontraban en seis de ellas. Los suelos (CSIC-IARA-1989) predominantes son cambisoles cálcicos y regosoles calcáreos que se caracterizan por la presencia de un horizonte cálcico y, en el caso de los primeros, por su color pardo, con medios-altos niveles de pedregosidad más propensos a la erosión.

[5] Los acrónimos *ECO* y CONV identifican parcelas de olivar que implementan (ECO) o no (CONV) prácticas de manejo que *a priori* suponen mayores entradas, y en algunos casos también menores salidas, de carbono orgánico y no tiene que corresponder necesariamente a olivares certificados como ecológicos o con olivares convencionales.

El clima presente es el mediterráneo continental, que se caracteriza por veranos calurosos e inviernos fríos. Las temperaturas y precipitaciones medias anuales para el conjunto de parcelas son de 17 º C y 392 mm, respectivamente (datos calculados a partir de la información suministrada por las estaciones meteorológicas más cercanas a las parcelas de estudio; RIA[6]). La altitud del conjunto de parcelas rondaba entre los 251-1050 m.s.n.m., promediando 481 m.s.n.m (MDT, tamaño de píxel 5 m[7]). La pendiente media para el conjunto de parcelas es de 9.53 %, con valores entre 1.4 % -28.95 %.

Las características más relevantes de las parcelas de estudio se muestran en la Tabla 3.1 A y B. Las coordenadas de las distintas parcelas no se indican para mantener el anonimato y la confidencialidad de los datos.

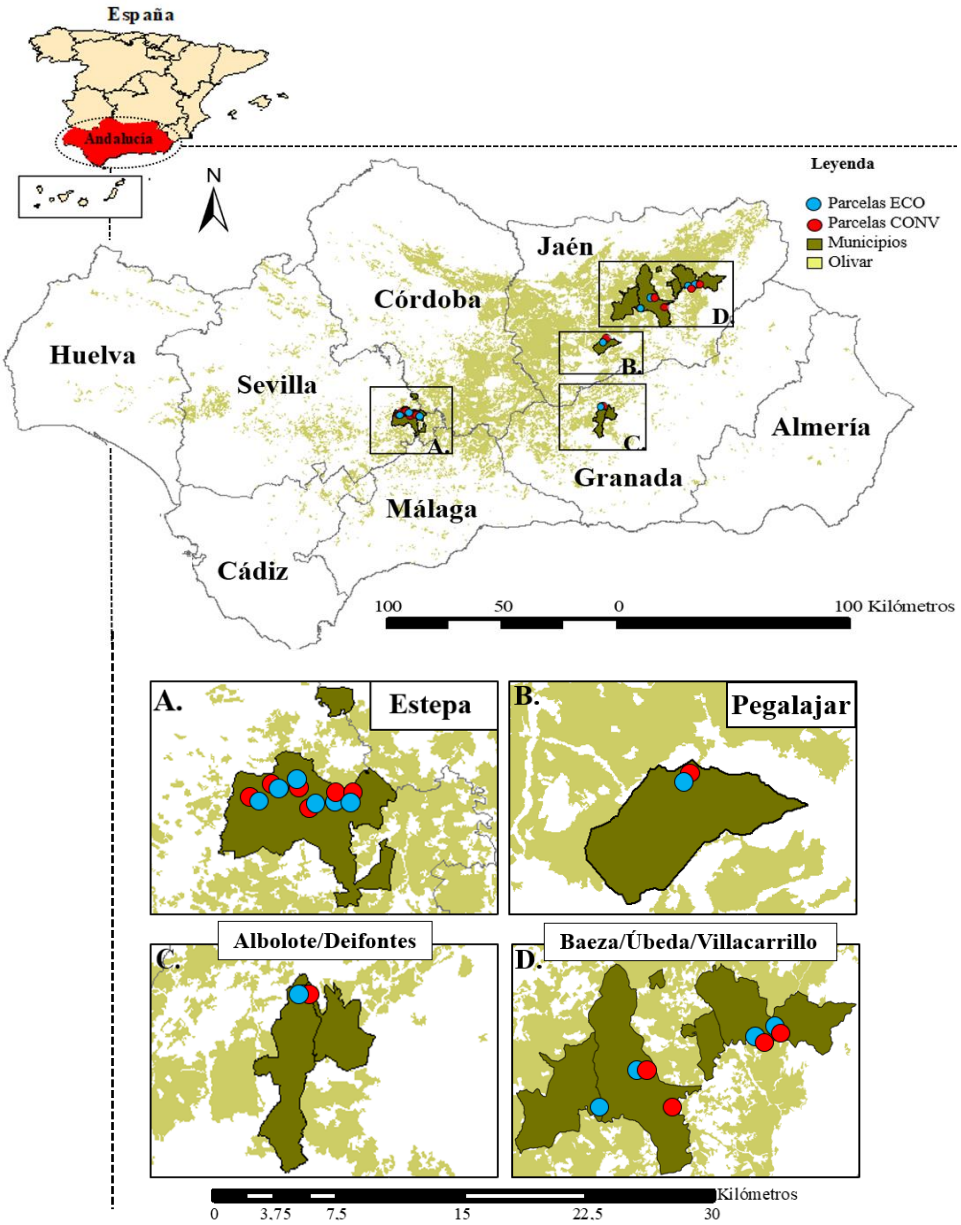


Figura 3.1. Ubicación de las 24 fincas de olivar en distintos municipios de Andalucía (España).

[6] https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/riaweb/web/inicio_estaciones

[7] http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp

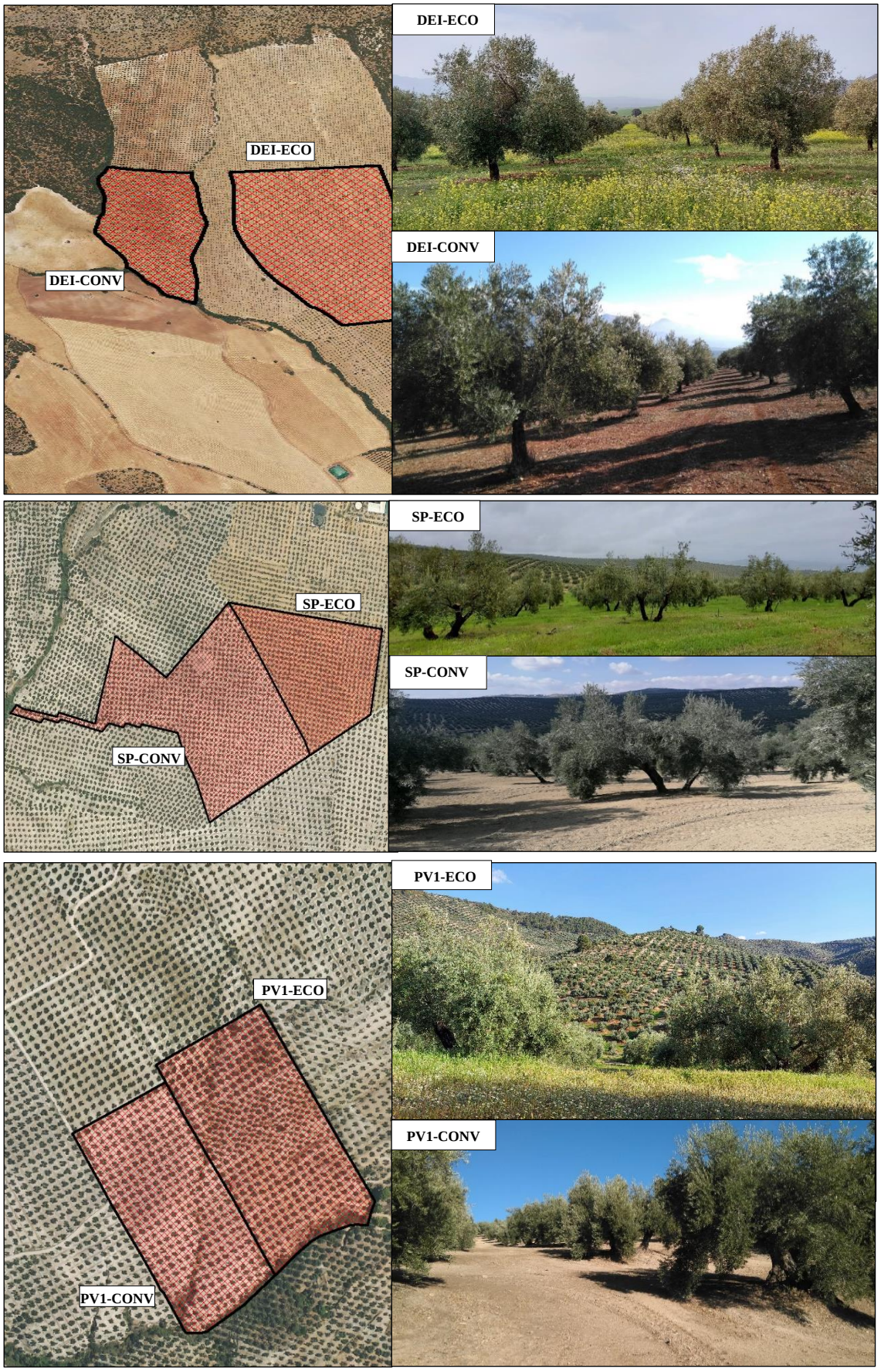


Figura 3.2 A. Aspecto de las fincas de estudio en Andalucía Oriental.

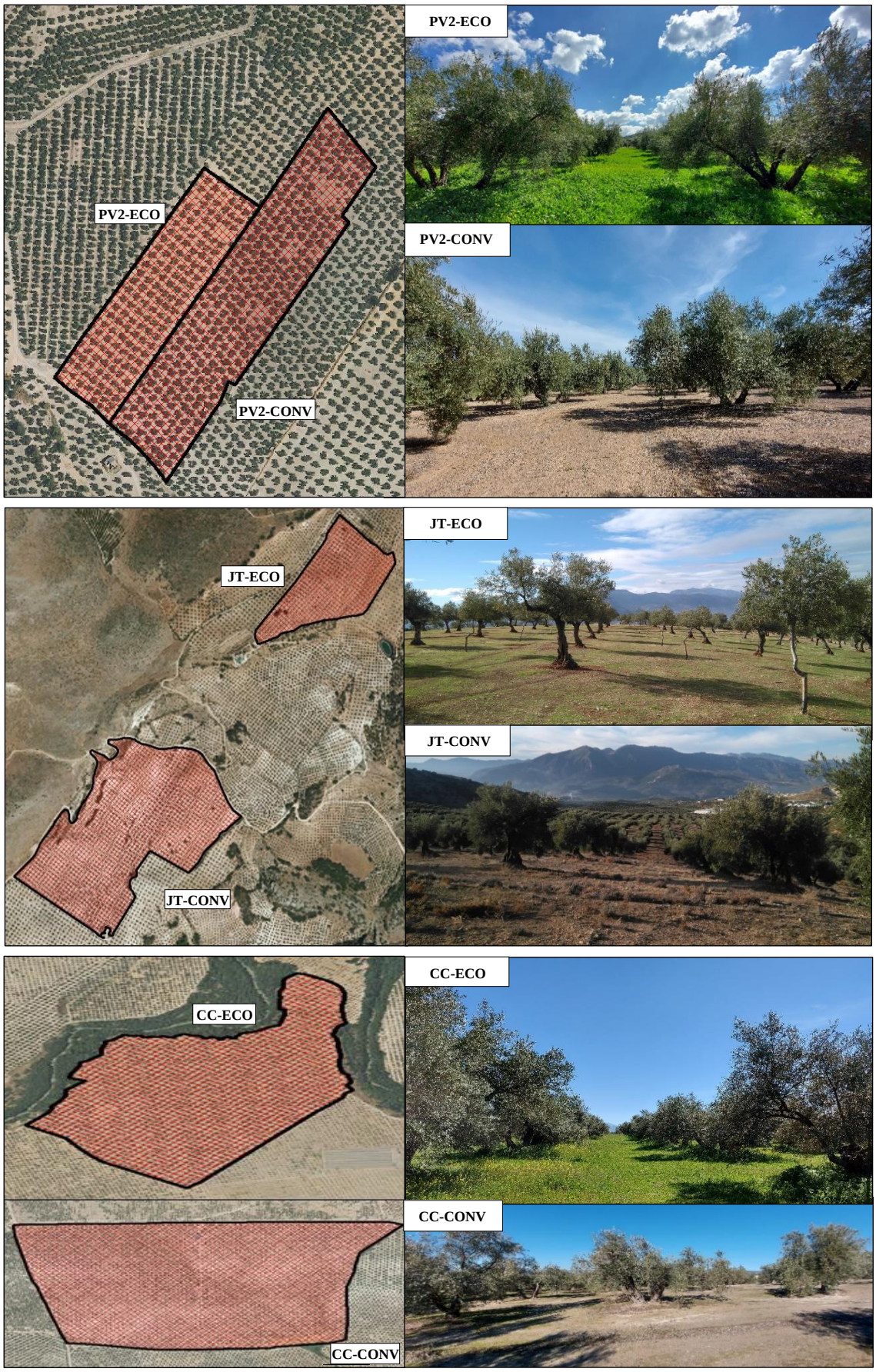


Figura 3.2 B. Aspecto de las fincas de estudio en Andalucía Oriental.

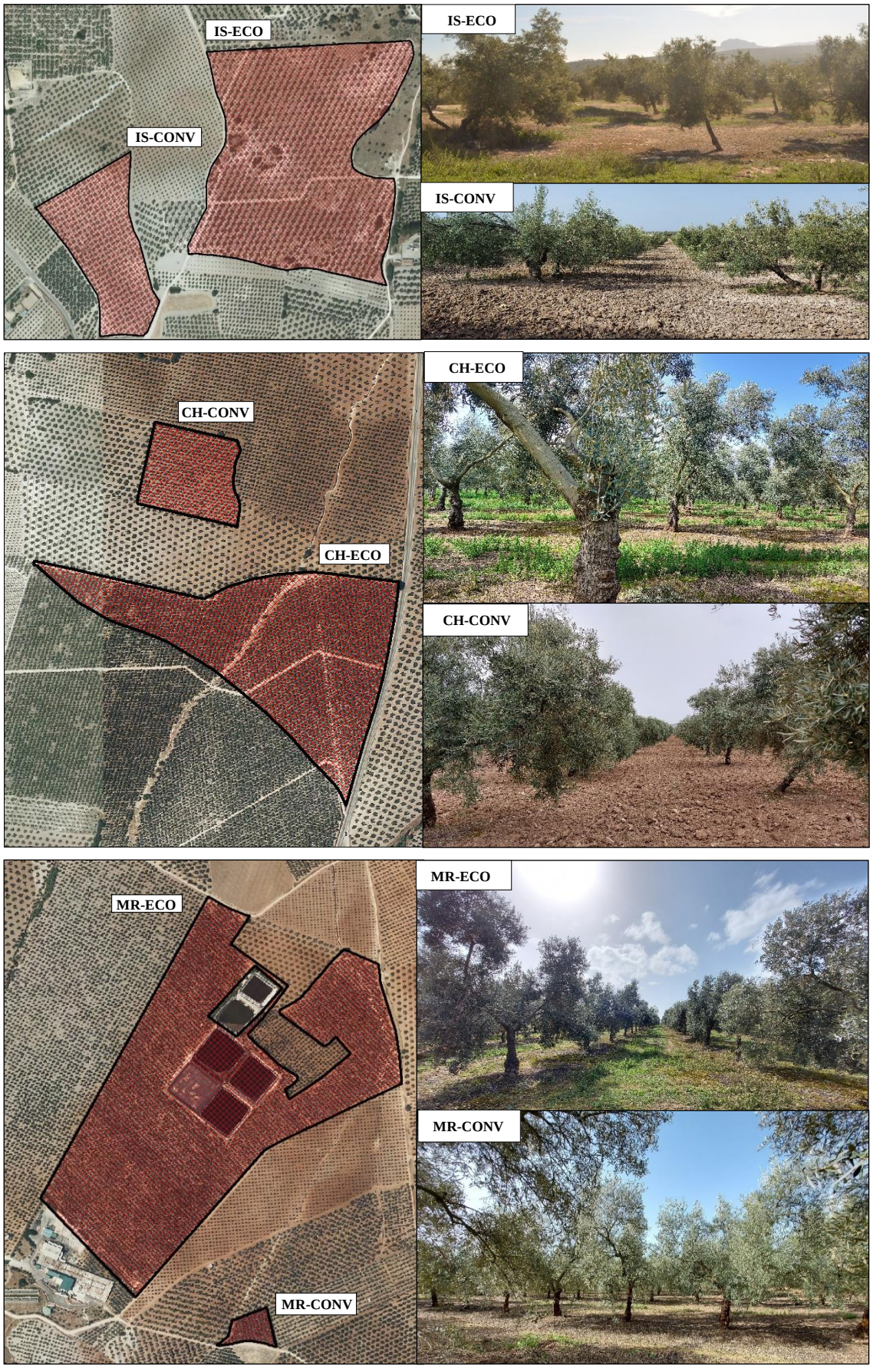


Figura 3.2 C. Aspecto de las fincas de estudio en Andalucía Occidental.

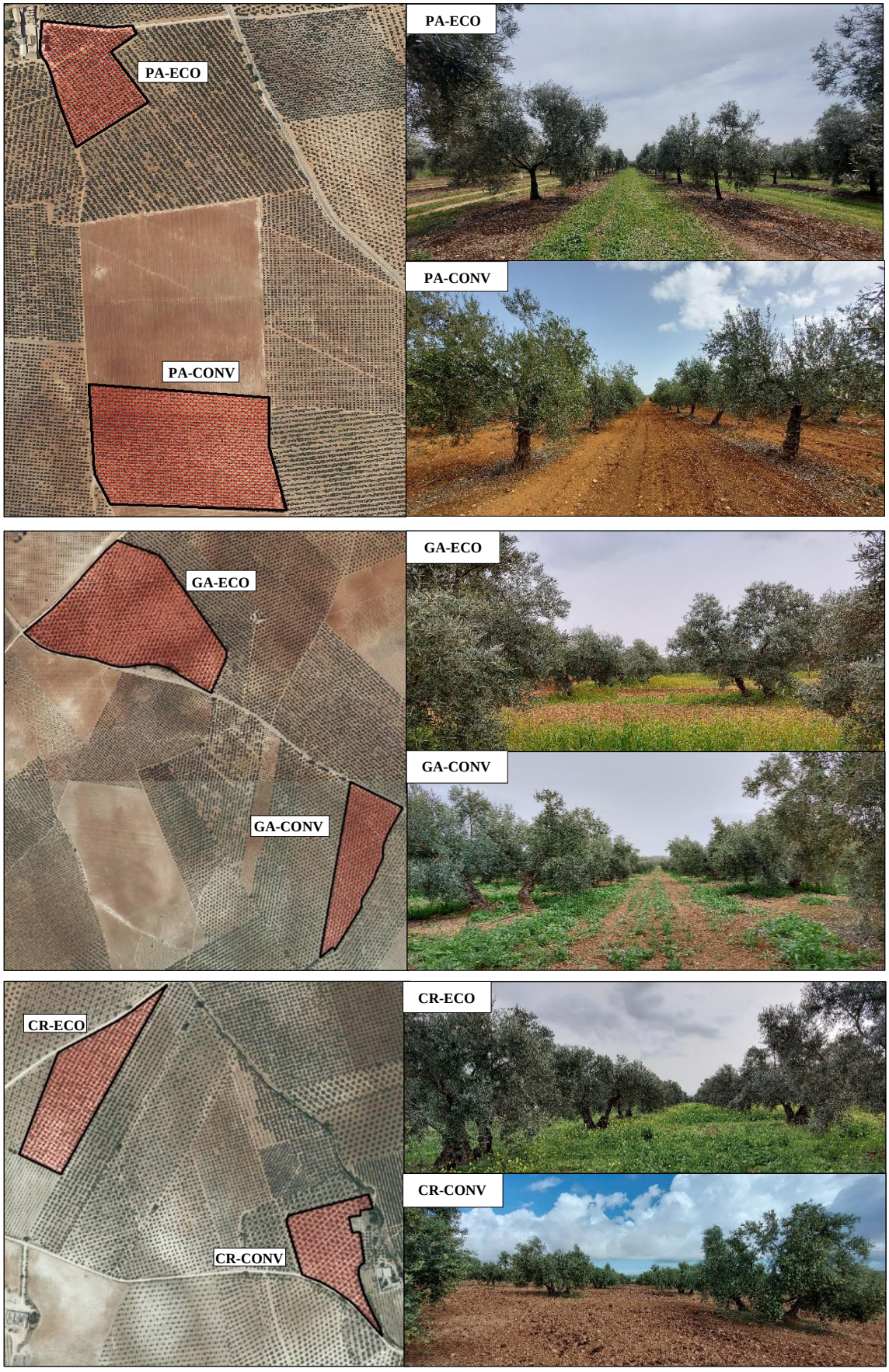


Figura 3.2 D. Aspecto de las fincas de estudio en Andalucía Occidental.

Tabla 3.1 A. Características relevantes de las fincas de estudio de Andalucía Oriental (parcelas ubicadas en Granada y Jaén).

Nomenclatura de la parcela	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV1-CONV	PV2-ECO	PV2-CONV	JT-ECO	JT-CONV	CC-ECO	CC-CONV
Provincia	Granada	Granada	Jaén	Jaén	Jaén	Jaén	Jaén	Jaén	Jaén	Jaén	Jaén	Jaén
Localización (municipio)	Deifontes	Albolote	Úbeda	Úbeda	Villacarrillo	Villacarrillo	Villacarrillo	Villacarrillo	Pegalajar	Pegalajar	Úbeda	Baeza
Altitud (m.s.n.m.)	926	944	535	521	637	625	456	458	1050	901	358	360
P media anual (mm)	521	521	393	393	385	385	385	385	330	330	393	393
T media anual (º C)	14.8	14.8	16.7	16.7	16.4	16.4	16.4	16.4	17.5	17.5	16.2	16.2
ETo media anual (mm)	1343	1343	1385	1385	1103	1103	1103	1103	1460	1460	1179	1179
Superficie (ha)	36.97	16.11	5.69	10.08	4.36	3.78	1.70	2.79	6.93	19.65	22.86	37.09
Densidad plantación (arb/ha)	156	143	100	100	83	83	100	100	150	83	70	140
Variedad	Picual	Picual	Picual	Picual	Picual	Picual	Picual	Picual	Picual	Picual	Picual	Picual
Número de pies por árbol	1	1	3	3	3	3	3	3	1	1	4	1 y 3
Marco de plantación	8 x 8	9 x 9	10 x 5	10 x 10	11 x 11	11 x 11	10 x 10	10 x 10	8 x 8	11 x 11	12 x 12	8.5 x 8.5
Edad (años)	25	27	37	30	200	200	40	30	50	85	100	78
Pendiente media (%)	10.3	14.8	16.5	14.7	28.9	21.8	6.9	7.1	16.8	16.7	1.8	9.8
Manejo (certificación)	Ecológico	Integrado	Ecológico	Convencional	Ecológico	Integrado	Integrado	Integrado	Ecológico	Integrado	Integrado	Convencional
Dotación de agua (m^3/ha)	Secano	1000	1000	1550	800	Secano	1500	Secano	Secano	1000	Secano	Secano
Fertilización química (SÍ/NO)	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	SÍ	SÍ	NO	SÍ	SÍ	SÍ
Fertilización orgánica comercial (SÍ/NO)	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ (ovejas)	NO
Laboreo (SÍ/NO)	SÍ	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ
Cubierta vegetal espontánea (SÍ/NO)	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO
Poda (SÍ/NO)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)
Triturado de restos de poda (SÍ/NO)	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	NO (quemada)	NO (CHP)	NO (quemada)
Ganado (SÍ/NO)	NO	NO	SÍ (caballos)	NO	NO	NO	NO	NO	SÍ (ovejas)	NO	SÍ (ovejas)	NO
Estiércol (SÍ/NO)	NO	NO	SÍ	NO	NO	NO	NO	NO	SÍ	NO	SÍ	NO

Nomenclatura de la parcela	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV1-CONV	PV2-ECO	PV2-CONV	JT-ECO	JT-CONV	CC-ECO	CC-CONV
Aplicación alperujo (SÍ/NO)	SÍ	NO	SÍ	NO	NO	NO	NO	NO	SÍ	NO	NO	NO
Incorp. hojín de almazara (SÍ/NO)	NO	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Pesticidas (SÍ/NO)	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	NO	SÍ	SÍ	SÍ
Herbicidas (SÍ/NO)	NO	NO	NO	SÍ	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Tipo de suelo (WRB, 2014)	Cambisol cálcico	Leptosol calcárico	Cambisol vértico	Cambisol vértico	Cambisol vértico	Cambisol vértico	Vertisol périco	Vertisol périco	Leptosol calcáreo	Cambisol calcico	Vertisol crómico	Fluvisol calcáreo
Litología	I	I	II	II	III	III	II	II	IV	V	IV	VI
Materia orgánica del suelo (%; 0-30 cm)	3.96	1.89	2.22	1.31	2.65	0.98	1.52	1.32	3.46	0.76	1.12	0.52
Fecha habitual de recolección	Octubre	Octubre	Octubre	Diciembre	Octubre	Noviembre	Octubre	Noviembre	Octubre	Octubre	Noviembre	Noviembre
Tipo de recolección	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica
Método de derribo	Paraguas	Paraguas	Vibrador manual	Vibrador manual	Vibrador manual	Vibrador manual	Vibrador manual	Vibrador manual	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco
Método de carga	Paraguas	Paraguas	Pluma	Pluma	Pluma	Pluma	Pluma	Pluma	Cajón recogemantos	Cajón recogemantos	Pluma	Pluma
Producción 2020-2021 (kg/ha)	2913	5625	7125	7142	5000	1942	5000	7200	2650	4137	7000	3965
Rendimiento graso 2020-2021 (%)	21	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20

I, Conglomerados, arenas, lutitas y calizas; II, Carcarenitas, arenas, margas y calizas; III, Arcillas, margas y dolomías; IV, Arenas, limos, arcillas y cantos; V, Calizas y dolomías; VI, Margas y brechas; VII, Margas yesíferas, arensicas y calizas; VIII, Margas, margocalizas y calizas.

CHP: Combined Heat and Power (Cogeneración).

Tabla 3.1 B. Características relevantes de las fincas de estudio de Andalucía Occidental (parcelas ubicadas en Estepa).

Nomenclatura de la parcela	IS-ECO	IS-CONV	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	MR-CONV	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-ECO	CR-CONV
Provincia	Sevilla	Sevilla	Sevilla	Sevilla	Sevilla	Sevilla	Sevilla	Sevilla	Sevilla	Sevilla	Sevilla	Sevilla
Localización (municipio)	Estepa	Estepa	Estepa	Estepa	Estepa	Estepa	Estepa	Estepa	Estepa	Estepa	Estepa	Estepa
Altitud (m.s.n.m.)	413	411	329	323	316	328	287	295	266	278	251	267
P media (mm)	383	383	383	383	383	383	383	383	383	383	383	383
T media anual (º C)	17.6	17.6	17.6	17.6	17.6	17.6	17.6	17.6	17.6	17.6	17.6	17.6
ETo media anual (mm)	1492	1492	1492	1492	1492	1492	1492	1492	1492	1492	1492	1492
Superficie (ha)	14.09	4.03	11.76	2.66	26.04	0.55	3.17	7.92	15.49	5.85	4.68	3.07
Densidad plantación (arb/ha)	126	100	260	236	285	357	238	333	110	160	100	56
Variedad	Hojiblanca	Hojiblanca	Hojiblanca	Hojiblanca	Hojiblanca	Hojiblanca	Hojiblanca	Hojiblanca	Hojiblanca	Hojiblanca	Hojiblanca	Hojiblanca
Número de pies por árbol	1 y 3	3	1	1 y 3	1	1	1	1	1, 3 y 4	1 y 3	3	3 y 4
Marco de plantación	12 x 7	10 x 10	7 x 6	7 x 7	7 x 5	7 x 4	7 x 6	6 x 5	13 x 7	11 x 6	10 x 10	14 x 12
Edad (años)	25	28	27	30	25	38	25	35	35	38	50	28
Pendiente media (%)	6.4	6.7	4.9	5.3	3.2	4.13	1.4	6.0	4.4	5.2	5.3	9.7
Manejo (certificación)	Integrado	Integrado	Integrado	Integrado	Integrado	Integrado	Integrado	Integrado	Integrado	Integrado	Integrado	Integrado
Dotación de agua (m^3/ha)	Secano	Secano	250	Secano	650	2650	4500	Secano	Secano	2800	Secano	Secano
Fertilización química (SÍ/NO)	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ
Fertilización orgánica comercial (SÍ/NO)	NO	NO	NO	SÍ	NO	NO	NO	SÍ	SÍ	NO	NO	SÍ
Laboreo (SÍ/NO)	NO	NO	NO	SÍ	NO	NO	NO	SÍ	SÍ	SÍ	NO	SÍ
Cubierta vegetal espontánea (SÍ/NO)	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO	SÍ	NO
Poda (SÍ/NO)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)	SÍ (bienal)
Triturado de restos de poda (SÍ/NO)	SÍ	NO (quemada)	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ
Ganado (SÍ/NO)	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO

Nomenclatura de la parcela	IS-ECO	IS-CONV	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	MR-CONV	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-ECO	CR-CONV
Estiércol (SÍ/NO)	NO	NO	NO	SÍ	NO	NO	NO	NO	SÍ	NO	NO	SÍ
Aplicación alperujo (SÍ/NO)	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Incorp. hojín de almazara (SÍ/NO)	NO	NO	NO	NO	SÍ	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Pesticidas (SÍ/NO)	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ
Herbicidas (SÍ/NO)	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ
Tipo de suelo (WRB. 2014)	Regosol calcáreo	Regosol calcáreo	Regosol calcáreo	Regosol calcáreo	Luvisol cálcico	Luvisol cálcico	Cambisol cálcico	Cambisol cálcico	Cambisol cálcico	Cambisol calcárico	Regosol calcáreo	Regosol calcáreo
Litología	VII	VII	I	I	I	I	I	I	VII	VII	VIII	VIII
MO del suelo (%)	2.46	1.81	2.27	2.16	1.44	2.72	2.23	2.12	1.96	2.39	2.15	1.42
Fecha habitual de recolección	Diciembre	Diciembre	Diciembre	Diciembre	Diciembre	Diciembre	Noviembre	Noviembre	Diciembre	Noviembre	Noviembre	Noviembre
Tipo de recolección	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica	Mecánica
Método de derribo	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco	Vibrador de tronco
Método de carga	Cajón recogemantos	Cajón recogemantos	Cajón recogemantos	Cajón recogemantos	Cajón recogemantos	Cajón recogemantos	Cajón recogemantos	Cajón recogemantos	Cajón recogemantos	Cajón recogemantos	Cajón recogemantos	Cajón recogemantos
Producción 2020-21 (Kg/ha)	3795	3500	4723	4396	8843	6859	8500	4875	3745	4655	3148.5	4355
Rendimiento graso 2020-21 (%)	20	20	20	20	20	20	19	20	20.5	20	20	20

I, Conglomerados, arenas, lutitas y calizas; II, Carcarenitas, arenas, margas y calizas; III, Arcillas, margas y dolomías; IV, Arenas, limos, arcillas y cantos; V, Calizas y dolomías; VI, Margas y brechas; VII, Margas yesíferas, arensicas y calizas; VIII, Margas, margocalizas y calizas.

CHP: Combined Heat and Power (Cogeneración).

3.2 Identificación cuantitativa-cualitativa de las parcelas; entrevistas semiestructuradas y cuestionario

La información cuantitativa y cualitativa correspondiente a la campaña 2020-2021 que no podía obtenerse de las parcelas seleccionadas a través de las medidas directas en campo, se obtuvo a partir de un cuestionario (Anexo 8.1) y entrevistas semiestructuradas que fueron llevadas a cabo a lo largo de 2020/2021 y 2021/2022. El cuestionario constaba de una serie de ítems agrupados por temática con el fin de inventariar y recopilar toda la información necesaria sobre los siguientes aspectos:

- Características de la parcela (años con el manejo actual, fecha de plantación, sistema de riego, destino de los residuos agronómicos, etcétera).
- Características agronómicas (producción y rendimiento graso).
- Tareas llevadas a cabo (labor, maquinaria empleada, consumo de combustible, número de horas por hectárea y mantenimiento).
- Aportes de fertilizantes orgánicos y sintéticos, fitosanitarios y herbicidas.
- Transporte de las aceitunas a la almazara (tiempo, distancia, medio de distribución y consumo de combustible).

El cuestionario se completó, se redujo y su redacción final se refinó teniendo en cuenta los resultados obtenidos de una versión inicial del cuestionario. A su vez, esta primera versión fue objeto de validación por parte de expertos en la temática. Este ejercicio preliminar confirmó la comprensión de las preguntas planteadas por parte de los olivicultores entrevistados, a pesar de comprobar con el pre-test la complejidad de la obtención de datos como consecuencia de la ingente cantidad de datos que debía facilitar el olivicultor, y por tanto, su rechazo en la realización del mismo. Los datos facilitados correspondieron al conjunto de todas las parcelas que conformaban la explotación y que presentaban el mismo manejo, y por lo tanto eran extrapolables y representativos a la superficie de estudio. A su vez, el cuestionario fue respaldado con entrevistas semiestructuras que fueron completadas por vía telefónica y presencial a los distintos agricultores y técnicos para estimar aquella información que no estuviese reflejada en el cuestionario. Se optó por este método, ya que es el más utilizado en la investigación cualitativa (Oltmann, 2016) y se consigue una interacción más directa y centrada entre el investigador y el participante (Kazmer y Xie, 2008). Por otro lado, existen estudios de similar temática en el olivar que emplean este tipo de métodos, que en algunos casos son llamados inventarios o fichas de cultivo (López-Bellido, 2017; Pattara et al., 2016; Proietti et al., 2014, 2017; Rajaeifar et al., 2014; Rinaldi et al., 2014).

Se procedió a realizar la encuesta a todas las parcelas implicadas en el área de estudio. Sin embargo, sólo se obtuvo encuestas completas para un total de 17 fincas. Por lo tanto, debido a la imposibilidad de poder estimar las emisiones de CO_2 debidas a las externalidades a nivel de campo, a la hora de calcular la huella de carbono en estas parcelas, se le asignó el valor promedio de emisiones de CO_2 teniendo en cuenta el marco de plantación (tradicional/intensivo) y el manejo (ECO/CONV) del conjunto de parcelas en las que sí se disponía de encuestas.

3.3 Metodología para analizar el balance de carbono a nivel de parcela

Para el cálculo del balance de carbono a escala de finca, se han medido, estimado o modelizado los flujos de entrada y de salida de carbono. Todos estos flujos son dinámicos y algunos de ellos muestran cambios intra e interanuales. La estimación de algunos de los flujos más relevantes se ha realizado a través de *proxies*. Por ejemplo, el CO_2 de la atmósfera que toma el olivo anualmente y que se distribuye en forma de carbono orgánico en las hojas y en las flores, se ha estimado a partir de la cantidad de carbono orgánico que cae al suelo con la hoja y flores recogidas en colectores. Otro ejemplo, es la cantidad de CO_2 de la atmósfera que toma anualmente el olivo y que se distribuye en lo que serán restos de poda uno o dos años después.

La utilización de estos *proxies* requiere asumir que la finca permanece en estado estacionario. Es decir, que aunque los volúmenes de copa oscilen anualmente alrededor de un valor que le es propio, este permanece más o menos constante a lo largo del tiempo, aunque haya años que se rebaje como consecuencia de la poda, pero que se vuelve a compensar en años siguientes. Esta asunción también implica que buena parte de los flujos considerados en este estudio van a permanecer constantes a lo largo del tiempo, como por ejemplo la cantidad de biomasa de hojas producidas. Teniendo en cuenta que la edad media de los árboles de las fincas consideradas es de aproximadamente 55 años, esta asunción es razonable, puesto que los olivos a esta edad no muestran apenas variación en comparación a los olivos jóvenes en sus etapas más tempranas.

3.3.1 Muestreo de suelo y procesamiento de las muestras

3.3.1.1 Muestreo de suelo

Para cada parcela y manejo (ECO y CONV), se tomaron al azar 3 muestras de suelo de aproximadamente un kg, a una profundidad de 0-30 centímetros, en la entrecalle, ya que estas son representativas del suelo del olivar (Calero et al., 2013). A su vez, se tomaron tres muestras aleatorias con ayuda de un cilindro Kopecky de 98.2 cm^3 de 0-5 cm de profundidad y otras tres a una profundidad de 15-20 cm (Figura 3.3), con el fin de determinar la densidad aparente del suelo (véase apartado *3.3.2.1 Densidad aparente*). Todas las muestras se guardaron en bolsas previamente etiquetadas y se trasladaron al laboratorio.

Figura 3.3. Muestreo de suelo (0-30 cm) para análisis químicos y muestreo para la determinación de la densidad aparente.

3.3.1.2 Procesamiento y tamizado

En el laboratorio, las muestras de 0-30 cm se extendieron de manera homogénea sobre un papel absorbente y se dejaron secar a temperatura ambiente durante varios días, antes de realizar los análisis pertinentes. Secadas las muestras a temperatura de laboratorio, se procedió a tomar cuatro alícuotas, reservando una de ellas para la posterior determinación del carbono orgánico del suelo.

Las muestras se tamizaron para obtener la fracción tierra fina (< 2 mm) (Figura 3.4). El primer paso consistió en desmenuzar y triturar suavemente la muestra con ayuda de un tapón de goma para romper los agregados y terrones del suelo. Posteriormente, la muestra se hizo pasar por un tamiz de luz de malla de 2 mm, y el proceso se repitió varias veces hasta que todos los fragmentos gruesos quedaron retenidos en el tamiz, los cuales fueron pesados en la balanza granataria. La fracción de tierra fina se empleó para los distintos análisis.

El contenido de fragmentos gruesos (C_F) de la muestra se calculó siguiendo la ecuación [1].

$$C_F = \frac{Cfg}{Ctf}\ x\ 100 \qquad [1]$$

Siendo, C_{fg} el peso de los fragmentos gruesos y C_{tf} el peso de la tierra fina.

Figura 3.4. Distintas fases del tamizado de las muestras de suelo.

3.3.2 Propiedades físico-químicas del suelo

3.3.2.1 Densidad aparente

La densidad aparente (D_a) de un suelo es la relación entre la masa sólida y el volumen total ocupado por las partículas del suelo incluido el espacio poroso. Para ello se tomaron muestras de suelo por triplicado en todas las fincas con un cilindro de Kopecky a una profundidad de 0-5 cm y 15-20 cm, y el volumen total (v) era el del cilindro de Kopecky empleado (98.2 cm^3).

El procedimiento seguido consistió en verter la muestra contenida en el cilindro de Kopecky en una bandeja de aluminio (Figura 3.5), la cual se pesó y se introdujo en la estufa durante dos días a 105 º C. Posteriormente, se volvió a pesar las muestras (la masa sólida; m_s) y se aplicó la siguiente ecuación [2]:

$$Da = m_s/v \qquad [2]$$

Figura 3.5. Imágenes que muestran el procedimiento para la determinación de la densidad aparente.

3.3.2.2 Capacidad de campo

La capacidad de campo es la cantidad de agua capaz de retener el suelo saturado después de haber drenado durante un día (aproximadamente 24 horas).

La capacidad de campo se estimó a partir de la ecuación de Saxton y Rawls, (2006) [3].

$$\boldsymbol{\theta_{33}} = \theta_{33t} + [1.283\ (\theta_{33t})^2 - 0.374(\theta_{33t}) - 0.015] \qquad [3]$$

$$\boldsymbol{\theta_{33t}} = -0.251\ S + 0.195\ C + 0.011\ OM + 0.006\ (S \times OM) - 0.027\ (C \times OM) + 0.452\ (S \times C) + 0.299$$

Donde: $\boldsymbol{\theta_{33}}$, es la humedad volumétrica (% v) a 33 kPa de presión, ajustado a densidad (% v); $\boldsymbol{\theta_{33t}}$, es la humedad volumétrica (% v) a 33 kPa de presión; **S**, arena (% w); **C**, arcilla (% w); **OM**, materia orgánica (% w).

La textura del suelo fue determinada siguiendo el procedimiento de Bouyoucos y Mick, (1940) (véase apartado *3.3.2.3 Textura*), mientras que el porcentaje de materia orgánica, tal y como se indicada en el apartado *3.3.2.6 Porcentaje de materia orgánica*.

3.3.2.3 Textura

La textura del suelo se determinó siguiendo el procedimiento de Bouyoucos y Mick, (1940) (Figura 3.6). A modo de resumen, se pesaron 20 g de tierra fina (< 2 mm) en un vaso precipitado y se añadió 25 ml de Hexametafosfato sódico (dispersante), y después 500 ml de agua destilada. Se agitó con varilla durante unos minutos para conseguir una buena dispersión y homogeneización, y la mezcla se vertió en una probeta que se enrasó hasta 1 L. Se tapó la probeta con parafina y se agitó 20 veces, transcurrido este tiempo, se dejó reposar la probeta, se introdujo el densímetro, y se empezó a cronometrar efectuándose medidas pasados 1.8, 3, 10, 30 y 90 minutos. A las medidas de densidad obtenidas se le restó la densidad obtenida en el blanco que se había preparado

para corregir el dispersante. Para la realización del blanco, se añadió 25 ml de Hexametafosfato sódico en 500 ml de agua destilada en un vaso precipitado, se agitó y se transfirió a una probeta y se enrasó hasta 1 L.

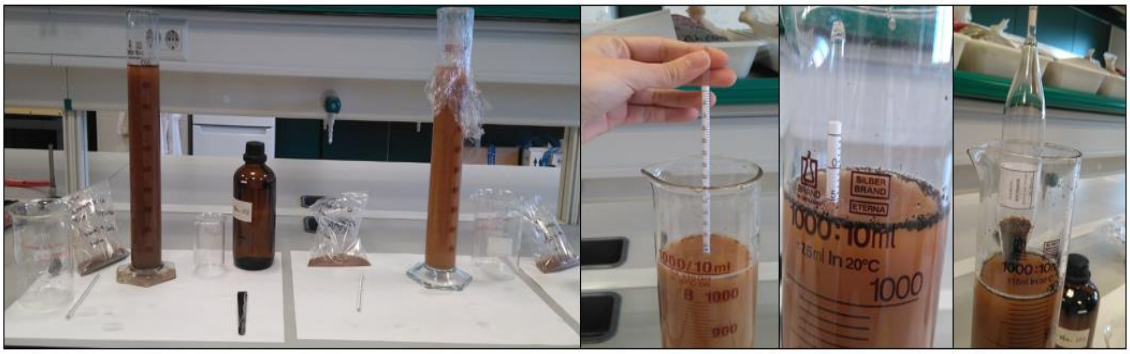


Figura 3.6. Imágenes que muestran distintos pasos en la determinación de la textura del suelo.

Los cálculos llevados a cabo fueron los siguientes:

El densímetro marca el peso de sustancia en suspensión en 1L de agua. Por lo tanto, para calcular el porcentaje en suspensión se empleó la ecuación [4], siendo *p*, el peso de la muestra (20 g de tierra fina). El porcentaje de partículas depositadas para los tiempos considerados se calculó a partir de la ecuación [5].

$$\% \text{ en suspensión} = \frac{a}{p}\ x\ 100 \qquad [4]$$

$$\text{Partículas depositadas} = 100 - \% \text{ en suspensión} \qquad [5]$$

Teniendo en cuenta los valores experimentales de velocidad de sedimentación para distintos tamaños, se estimó el porcentaje correspondiente de arena y limo (Tabla 3.2). El porcentaje restante que no había sedimentado correspondió a la arcilla.

Tabla 3.2. Textura asociada a distintos tiempos de lectura.

Tiempo de lectura (min)	**Textura (µm)**
1.8	Arena gruesa
3	Arena medio fina
10	Limo grueso
30	Limo medio
90	Limo fino

Los resultados de los análisis granulométricos se representaron en un diagrama de textura.

3.3.2.4 Fraccionamiento de carbono

La distribución del carbono orgánico en distintos rangos de tamaño de partículas en muestras de suelo se determinó siguiendo un esquema de fraccionamiento físico. El método que se siguió fue el del tamizado, basándose en un proceso simple de tres pasos desarrollados por Six et al. (2002) y modificado por Stewart et al. (2009).

Se pesaron 50 g de tierra fina (< 2 mm), y se fue añadiendo agua destilada (50 ml) lentamente para hacerlo pasar por un tamiz de 0.25 mm de luz de malla. Las partículas que pasaron a través de este tamiz, se hicieron pasar también en húmedo por un tamiz de 0.053 mm de luz de malla. El material retenido en el tamiz de 0.25 mm (partículas entre 0.25-2.00 mm), 0.053 mm (partículas entre 0.053-0.25 mm), así como aquel que atravesó el tamiz de 0.053 mm (partículas con tamaño < 0.053 mm; arcillas y limos), se recogió y se secó durante 4 días a 60 °C, y posteriormente se pesó (Figura 3.7).

Figura 3.7. Imágenes que muestran los materiales y fases del fraccionamiento físico del carbono orgánico.

3.3.2.5 Análisis de carbono orgánico

La determinación del carbono orgánico en el suelo se llevó a cabo siguiendo la metodología propuesta por Anderson e Ingram (1990). Se pesaron 0.5 g de muestra de suelo (< 2 mm) y se introdujeron en los tubos digestores. Se añadió 1 ml de agua y 5 ml de dicromato potásico, se mezcló y se añadió 7.5 ml de ácido sulfúrico concentrado, homogeneizando bien el contenido de los tubos, los cuales se dispusieron en el bloque digestor durante 30 minutos a 155 º C. Transcurrido este tiempo se añadió 10 ml de agua destilada y se homogeneizó el contenido. Se centrifugó a 4000 rpm durante 3 minutos. Finalmente, se medió la absorbancia a 600 nm del líquido centrifugado (Figura 3.8) Los patrones se prepararon siguiendo el mismo procedimiento, y la curva de calibración se preparó con glucosa seca (normalmente entre 0 y 12 mg de C-glucosa). La concentración de C orgánico en la muestra fue calculada a través de la curva de calibración.

Figura 3.8. Imágenes que muestran los materiales y las fases para la determinación de carbono orgánico en el suelo.

3.3.2.6 Porcentaje de materia orgánica

El valor de materia orgánica del suelo se estimó a partir del contenido en carbono orgánico (véase apartado *3.3.2.5 Análisis de carbono orgánico*) multiplicado por el factor 1.724 (Waksman, 1936).

3.3.2.7 Cantidad de carbono orgánico en los olivares de estudio

La cantidad de carbono (t/ha) en las fincas de olivar se determinó a partir de la siguiente ecuación [6].

$$\text{Cantidad de carbono (t/ha)} = C \times Da \times P \times (1 - C_F) \times 100 \qquad [6]$$

Donde;

C: carbono orgánico en el suelo (g C/g suelo) (véase apartado *3.3.2.5 Análisis de carbono orgánico*).

Da: densidad aparente (véase apartado *3.3.2.1 Densidad aparente*), expresada en g/cm^3.

P: profundidad del suelo, expresada en cm (30 cm).

C_F: contenido de fragmentos gruesos (g C_F/g suelo) (véase apartado *3.3.1.2 Procesamiento y tamizado*).

3.4 Cuantificación de las entradas de carbono orgánico

Los flujos de entrada de carbono que se tuvieron en cuenta fueron (Figura 3.9):

- Estructuras permanentes del olivo: biomasa aérea y radicular.
- Cubierta vegetal.
- Restos de poda y leña.
- Incorporación de alperujo compostado, estiércol, otros fertilizantes orgánicos y hojín como enmienda orgánica.
- Entrada de carbono hacia las hojas, ramas, flores y frutos caídos del olivo.
- Hojas y ramas caídas durante la recolección.
- Fruto y hojín que acaban en la almazara.

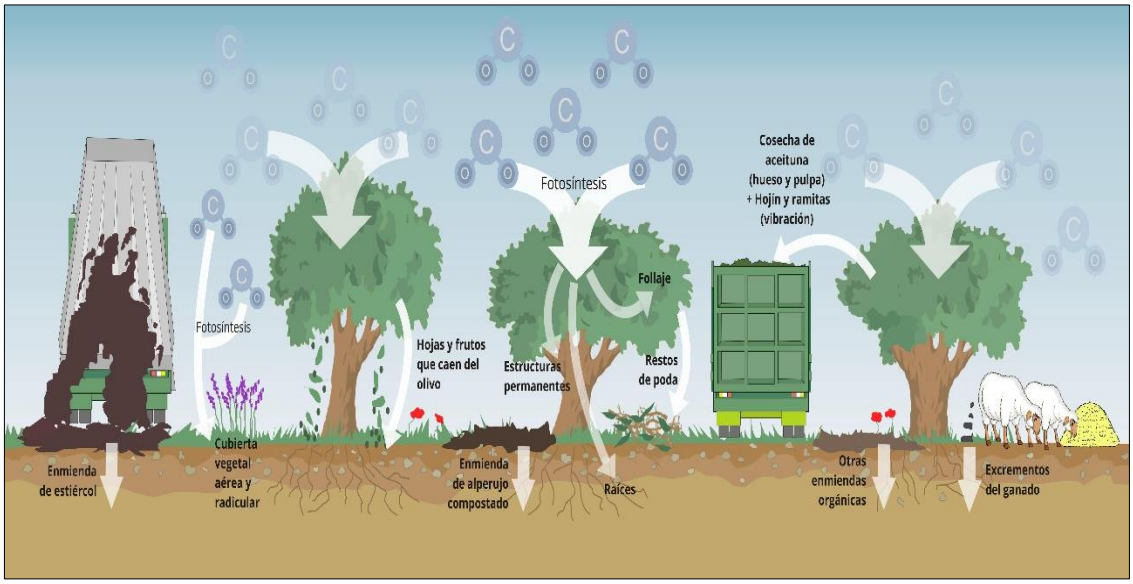


Figura 3.9. Flujos anuales de entrada de carbono en el olivar.

3.5 Estructuras permanentes del olivo; biomasa aérea y radicular

3.5.1 Biovolumen del olivo

Se midió el biovolumen de entre 5-7 olivos representativos y seleccionados al azar en cada una de las parcelas de estudio, con ayuda de una cinta métrica y forcípula, entre octubre de 2020 y principios de marzo de 2021. Cuando en una finca había árboles de distintas edades o de distintas variedades, se midió el biovolumen de al menos 3 árboles de cada tipo. En la medida del biovolumen, se midió el diámetro de la base y final del tronco, así como la longitud de las distintas secciones del olivo, exceptuando aquellas ramas inferiores a 2 cm (Figura 3.10). La estimación del volumen de los olivos se llevó a cabo asemejando cada parte del olivo a la figura geométrica correspondiente a un cono truncado (Velázquez-Martí et al., 2014) [7]. Este es un método no destructivo que consiste en considerar cada de una de las ramas del olivo como una unidad individual. La suma

de todos los volúmenes de las distintas secciones es una estima del volumen real de la rama [8].

$$V_i = \frac{1}{3} \times \Pi \times h \times (R^2 + r^2 + R \times r) \qquad [7]$$

$$V_{real} = \sum_1^i Vi \qquad [8]$$

Donde, V_i: volumen de cada sección (cm^3); h: altura (cm); R: diámetro mayor (cm); r: diámetro mínimo (cm).

Figura 3.10. Imágenes que muestran cómo se midieron los biovolúmenes de los árboles en campo.

Para evaluar la posibilidad de estimar el biovolumen del árbol a partir de las medidas del biovolumen del tronco principal y de las ramas primarias, se estimó el biovolumen en árboles de otras fincas de muy diversa edad. A partir de los valores del biovolumen de 51 fincas se relacionó linealmente el biovolumen total con respecto al biovolumen obtenido de considerar sólo el tronco y las ramas primarias, y para dos rangos de edad; de 8 a 37 años y mayores de 38 años. Las relaciones que se obtuvieron (Figura 3.11 A y B) presentaban un buen ajuste $R^2 \approx 1$ ($p < 0.001$), promediando la contribución de tronco y ramas primarias en el 84 % respecto al biovolumen total. Por lo tanto, en el resto de muestreos, el biovolumen del árbol se estimó a partir del biovolumen únicamente del tronco y las ramas primarias, utilizando en función de la edad del árbol las ecuaciones obtenidas.

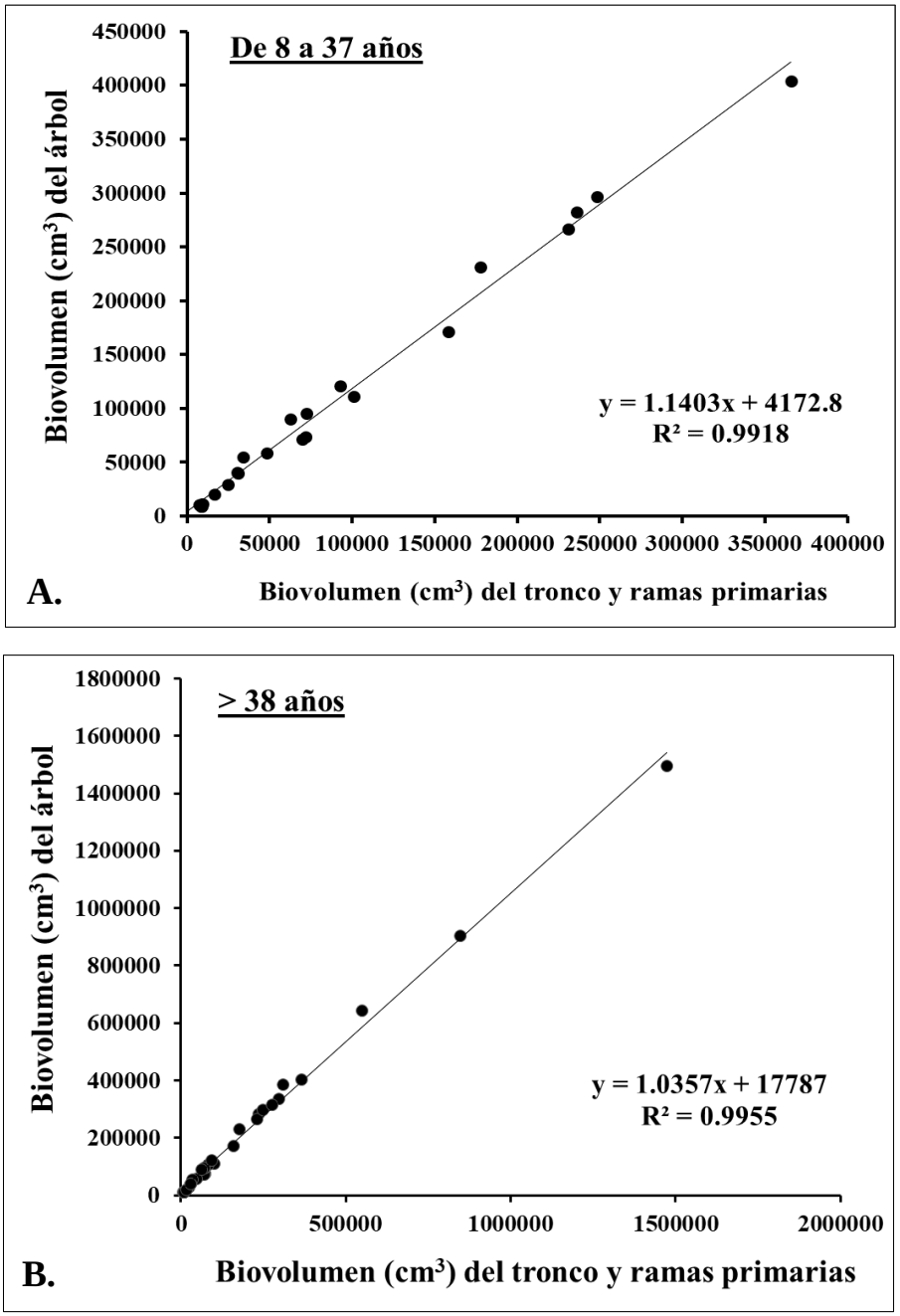


Figura 3.11. Relaciones lineales entre biovolumen total del árbol y el biovolumen obtenido considerando sólo el tronco y las ramas primarias, y para dos rangos de edad; de 8 a 37 años (A) y mayores de 38 años (B).

3.5.2 Densidad de la madera

Se recogieron ramas de los distintos estratos del árbol, incluyendo el tronco, ramas primarias y ramas secundarias para estimar la densidad de la madera en el laboratorio. Esta se calculó en base al peso seco de la rama secada en la estufa durante 4 días a 105 º C sobre el volumen fresco de la rama (Figura 3.12).

Figura 3.12. Aspecto de las ramas y trozos de madera, y la medida del biovolumen de las mismas que se utilizaron para estimar la densidad de la madera.

Los distintos estratos se agruparon en tres categorías en función de su grosor: grosor grande (7.6 - 11.5 cm), intermedio (3.8 – 7.6 cm) y pequeño (0 – 3.8 cm), y en las variedades picual y hojiblanca. No hubo diferencias significativas en la densidad de la madera ($p < 0.05$) entre los grosores pequeños y medianos o grandes y mediados, y esto fue así independientemente de la variedad (Figura 3.13 A). Sin embargo, sí hubo diferencias significativas entre aquellos estratos con un grosor grande y pequeño (Figura 3.13 B). A pesar de la existencia de estas diferencias significativas entre grosores en los estratos muestreados, se optó por no hacer distinción entre grosores, tampoco entre variedades. De esta forma, se consideró como densidad de la madera el valor promedio resultante de todos los estratos analizados (0.93 ± 0.16 g/cm^3). El valor obtenido se encontraba en consonancia con otros aportados por Ilarioni et al. (2013), siendo la densidad de la madera de 930.14 kg/m^3 para las ramas y 940.52 kg/m^3 para el tronco. La densidad media de la madera del olivo investigada en condiciones absolutamente secas fue 0.810 g/cm^3 en el estudio de Govorčin et al. (2010), mientras que en Soltero et al. (2020) la densidad de la madera fue 960 kg/m^3.

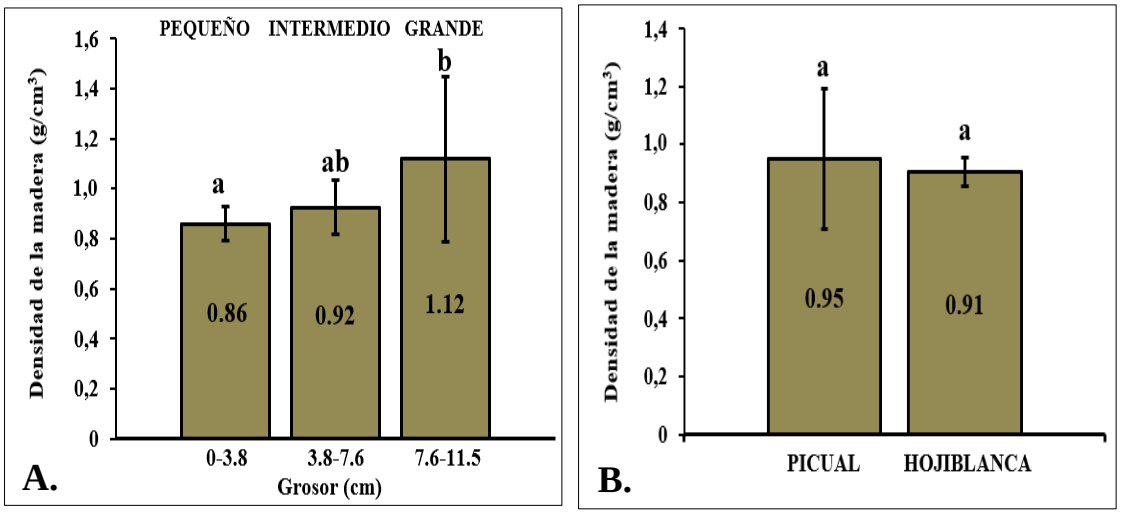


Figura 3.13. Densidad de la madera en ramas de distintos grosores (A) y densidad de la madera para ramas de las variedades picual y hojiblanca (B). Distintas letras denotan diferencias significativas (ANOVA de una vía y t-student; $p < 0.05$).

3.5.3 Contenido de carbono orgánico en las estructuras permanentes del olivo y en las raíces

Una alícuota representativa de las ramas de distintos grosores y variedades, se trituró mediante un triturador de poda, obteniéndose virutas que posteriormente se molieron con un micromolino de bolas (RETSCH MM400). Sobre una alícuota del material molido se analizó el contenido de carbono orgánico a partir del analizador elemental CNHS (Leco TruSpect Micro). El mismo procedimiento se siguió con las raíces. Se tomaron distintas muestras representativas de las variedades picual y hojiblanca y, en el laboratorio, se limpió el exceso de tierra y se secaron durante 4 días a 50 º C. Una vez secas, se trituraron con ayuda de un molino de bolas y se determinó el contenido de carbono orgánico (Figura 3.14).

Figura 3.14. Imágenes del procedimiento seguido para la determinación del contenido de carbono orgánico en raíces y en ramas de distintos grosores.

Hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) en el contenido de carbono orgánico entre las ramas grosor grande y pequeño (Figura 3.15 A). En relación al contenido de carbono orgánico presente en las raíces, no hubo diferencias significativas, independientemente de la variedad (Figura 3.15 B). Se empleó para la biomasa aérea el contenido de carbono orgánico de 47.6 ± 0.65 %, mientras que para las raíces, el contenido de carbono orgánico correspondiente a cada variedad (Figura 3.15 B).

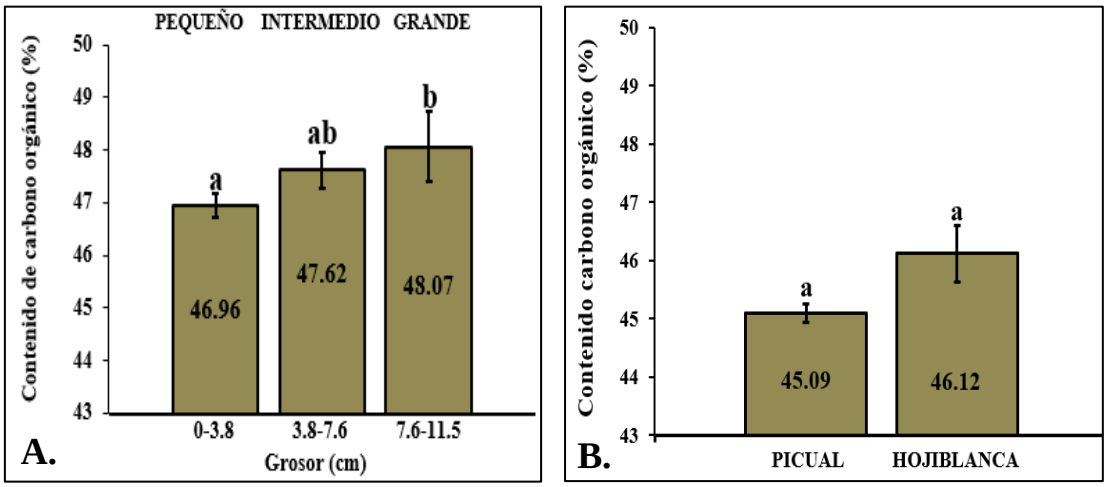


Figura 3.15. Contenido en carbono orgánico (%) en ramas de distinto grosor (A) y en las raíces en función de la variedad; picual y hojiblanca (B). Distintas letras denotan diferencias significativas (ANOVA de una vía y t-student; $p < 0.05$).

3.5.4 Determinación de la biomasa aérea y radicular

La biomasa seca aérea del olivo se obtuvo multiplicando el biovolumen del olivo por la densidad de la madera. La biomasa radicular se estimó utilizando una razón biomasa aérea/biomasa radicular de 4.2 (López-Bellido et al., 2016). Conocida la biomasa aérea y radicular se obtuvo la biomasa total del olivo, aplicando un factor corrector expansivo de 1.13 que compensaba las hojas y ramitas inferiores a 2 cm no medidas en el estrato 3 (Ilarioni et al., 2013). Teniendo en cuenta la biomasa seca y el número de olivos en una hectárea, se calculó la cantidad de biomasa seca de olivo en una hectárea.

3.5.5 Cantidad de carbono orgánico total acumulado en el olivo y tasa anual de carbono

A partir de la biomasa seca total del árbol (kg/árbol) y el contenido de carbono orgánico de las distintas partes del olivo (kg C/kg biomasa seca), se obtuvo el carbono orgánico total (kg C/ árbol) acumulado en el árbol. Teniendo en cuenta la edad del árbol, se calculó la tasa promedio anual de acumulación de carbono orgánico (kg C árbol^{-1} año^{-1}). A partir de la cantidad de carbono en el árbol (kg/árbol) y teniendo en cuenta el número de olivos por hectárea, se obtuvo la cantidad de carbono orgánico en una hectárea.

3.6 Cubierta vegetal

3.6.1 Toma de muestras de biomasa aérea de cubierta vegetal espontánea

Entre mediados de marzo y finales de abril de 2021, se estimó la biomasa aérea de cubierta vegetal en aquellas fincas de olivar con cubierta vegetal. Para ello se lanzó 5 veces al azar en cada parcela un marco cuadrado de 0.5 m x 0.5 m y se recogió toda la biomasa a ras de suelo. El material recogido se guardó en bolsas de plástico. Además, en aquellos olivares donde la cubierta vegetal se encontraba distribuida en bandas, se anotó la anchura de la misma, en al menos cinco entrecalles. Las muestras se secaron en estufa a 50 °C durante 4 días. Después de secarse, se pesó la biomasa cosechada (Figura 3.16).

Figura 3.16. Imágenes de la toma de muestras de biomasa aérea de cubierta vegetal espontánea y su posterior procesamiento en el laboratorio.

3.6.2 Producción primaria neta anual de la biomasa aérea

En función del área cubierta por la vegetación espontánea, la producción neta anual de biomasa se calculó de distinta forma. En aquellos olivares donde todo el suelo estaba cubierto por la cubierta vegetal espontánea, se asumió una ocupación del 100 % del área, mientras que en aquellos olivares donde la cubierta vegetal se encontraba en bandas en las entrecalles, se tuvo en cuenta el ancho de las bandas y el número de bandas en 100 metros. Con esta información se calculó el área cubierta por vegetación espontánea en una hectárea. El número de bandas se determinó a partir de las ortofotos del SIGPAC. En aquellas parcelas donde la ocupación de cubierta vegetal era del 100 %, pero que además esta era especialmente frondosa bajo la copa del olivo (con mucha mayor biomasa que en la entrecalle), se optó por sumar la biomasa bajo copa a la biomasa total. Para ello, el área bajo la copa se determinó teniendo en cuenta el número de olivos por hectárea y el área de copa estimada mediante fotointerpretación en SIGPAC. El área cubierta fuera de la copa del olivo, se determinó teniendo en cuenta una ocupación del 100 % del área menos el área cubierta bajo copa. Teniendo en cuenta el área cubierta por vegetación espontánea y la biomasa seca cosechada en los marcos de 0.5 m x 0.5 m (g DW en 0.25 m^2), se calculó la producción primaria neta aérea anual (kg DW ha^{-1} $año^{-1}$).

3.6.3 Cantidad de carbono orgánico en la biomasa aérea de la cubierta vegetal espontánea

Una vez seca la biomasa, esta se trituró con un molino de cuchillas (< 1 mm) y se tomó una alícuota de entre 20 y 100 g, la cual se molió. El contenido de carbono orgánico de la biomasa aérea se analizó en un analizador elemental CHNS (Leco TruSpect Micro). La cantidad de carbono en la cubierta vegetal espontánea se calculó asumiendo la

producción primaria neta anual en una hectárea y el contenido de carbono orgánico en la biomasa seca.

3.6.4 Producción primaria neta anual y cantidad de carbono orgánico en la biomasa radicular

La producción neta anual de biomasa del sistema radicular de la cubierta vegetal se estimó aplicando una relación biomasa radicular:biomasa aérea de 2.32. Este valor resulta del promedio de distintas razones de la revisión bibliográfica de Poeplau, (2016). La cantidad de carbono en la biomasa radicular se determinó a partir de la producción neta anual y el contenido de carbono en la raíz que promedió 42.45 % ± 5.12 (Ma et al., 2018).

3.6.5 Producción primaria neta anual y cantidad de carbono orgánico; biomasa aérea y radicular (efecto del ganado)

La producción neta anual final de la cubierta vegetal espontánea en las distintas parcelas se calculó mediante la suma de la producción neta anual de la biomasa aérea y radicular. En aquellas fincas con presencia de ganado (Figura 3.17) no se pudo cuantificar directamente la producción neta anual de la cubierta vegetal porque esta era continuamente controlada a diente por el ganado. Por lo tanto, se estimó indirectamente a partir de una estima indirecta de la cabaña ganadera y de sus necesidades alimenticias; es decir, se consideró la cantidad de biomasa que era consumida por el ganado para determinar la producción neta anual y la cantidad de carbono orgánico asociada a la cubierta vegetal en la parcela.

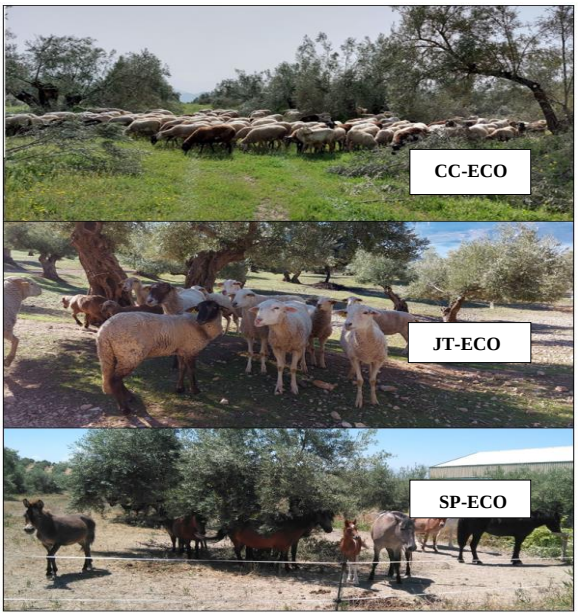


Figura 3.17. Fotografías tomadas en las fincas en las que el ganado ovino (CC-ECO y JT-ECO) o caballar (SP-ECO) están integrados en el olivar.

En presencia de caballos (parcela SP-ECO), la producción primaria neta anual ($PPN_{\text{efecto del ganado}}$) se estimó a partir de la ecuación [9], donde PPN_{se} es la producción primaria neta sin efecto del ganado (kg DW $ha^{-1}y^{-1}$); $N_{caballos}$, es la cantidad de caballos en la parcela (cabezas de ganado/ha); P_s, es el peso del animal en función de su actividad física (sedentario, ejercicio ligero, moderado o intenso) (Kg); I_{ng}, es la ingesta de materia seca en función de P_s (%) y D_p es el número de días que pastan los animales por hectárea (días/ha).

$$PPN_{\text{efecto del ganado (caballos)}} = PPN_{se} - (N_{caballos} \times P_s \times I_{ng}) \times D_p \qquad [9]$$

Los parámetros P_s y I_{ng} que se establecieron se basaron en la información aportada por Lawrence et al. (2003), asignando a P_s el valor de 400 kg y a I_{ng}; 1.6 %.

En presencia de ovejas (parcela CC-ECO), la producción primaria neta anual se estimó a partir de la ecuación [10], donde PPN_{se}, es la producción primaria neta sin efecto del ganado (kg DW $ha^{-1}y^{-1}$); N_{ovejas}, la cantidad de ovejas en la parcela (cabezas de ganado/ha; I_{ng}, la ingesta de materia seca por día (Kg/día); D_p, es el número de días que pastan los animales por hectárea (días/ha).

$$PPN_{\text{efecto del ganado (ovejas)}} = PPN_{se} - (N_{ovejas} \times I_{ng}) \times D_p \qquad [10]$$

El parámetro I_{ng} empleado fue de 1.01 kg/día para un peso de 45.7 kg (Belanche et al., 2022).

En el caso de la parcela JT-ECO en la que había presencia también de ganado ovino, la determinación de la producción primaria neta anual teniendo en cuenta el efecto del ganado se estimó a partir de los datos obtenidos de una experiencia en campo realizada en la parcela de estudio (Juan Antonio Torres Cordero; comunicación personal). Siendo la $PPN_{\text{efecto del ganado}}$ la resultante de considerar el valor obtenido de la producción primaria neta anual en las parcelas de experimentación control frente a aquellas en las que había presencia de ganado.

La cantidad de carbono orgánico en la biomasa se determinó a partir de la producción primaria neta anual teniendo en cuenta el efecto del ganado y el contenido de carbono de las muestras de cubierta vegetal espontánea que se tomaron en el marco de 0.5 m x 0.5 m. En la parcela de JT-ECO, al no disponer de muestras, se le asignó el contenido de carbono orgánico obtenido del conjunto de parcelas analizadas, siendo este de 39.48 % ± 5.83.

3.7 Restos de poda y leña

3.7.1 Medición, toma de muestras y procesamiento de la poda del olivar

Entre mediados de febrero y marzo de 2020 y 2021, periodo cuando se suele realizar la poda del olivo (Figura 3.18), se seleccionaron entre 3 a 6 olivos representativos al azar en cada una de las fincas y se pesó la cantidad de poda usando un dinamómetro, haciendo distinción entre poda ligera y leña. Se consideraron como leña aquellos trozos de madera con un diámetro superior a los 10 cm, y que la picadora no es capaz de triturar (Figura 3.19). Además, se tomaron tres réplicas representativas del picado de la poda y de la leña. Una vez en el laboratorio, las muestras se secaron a 50 °C durante una semana, hasta que el peso permaneció constante para determinar el contenido de agua. Una vez secas, se separó la poda ligera en hojas, astillas y ramas, y se pesaron. Conocida la proporción existente de cada fracción, las hojas se trituraron con un molino de cuchillas (< 1 mm), y las astillas y ramas, mediante un molino planetario (Fritsch Pulverisette 5). La leña se cortó en pequeños trozos mediante una sierra mecánica para después obtener virutas de madera con un triturador de poda. Las virutas se molieron con un micromolino de bolas (RETSCH MM400) (Figura 3.20). Se tomaron alícuotas de hoja, ramas, astillas y leña, y los contenidos en carbono y nitrógeno se determinaron en un analizador elemental CNHS (Leco TruSpect Micro).

Figura 3.18. Poda de los olivos en distintas parcelas de estudio.

Figura 3.19. Imágenes del procedimiento de pesaje de la poda con dinamómetro y distinción entre poda ligera y leña.

Figura 3.20. Imágenes de la recogida de muestras de triturado de poda y su procesamiento en el laboratorio.

3.7.2 Contribución y cantidad de carbono orgánico de los restos de poda triturados

La contribución (%), en peso o en términos de carbono, de las hojas, astillas y pequeñas ramas de los restos de poda, se determinó teniendo en cuenta el peso y el contenido en carbono de cada una de las fracciones respecto al total. Las pequeñas ramas representaron la mayor contribución en peso (42.16 %), seguido de las hojas (32.16 %) y, por último, las astillas (25.68 %) (Figura 3.21).

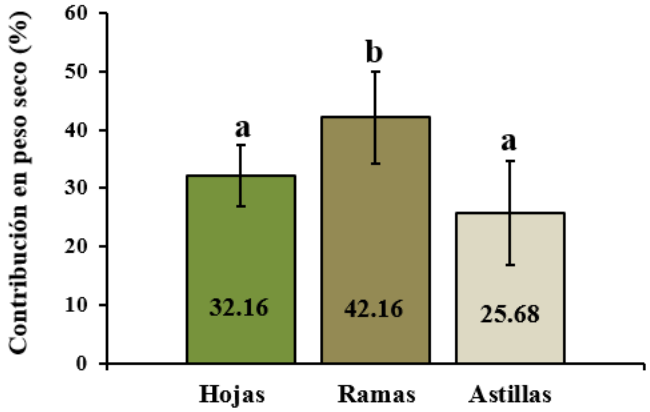


Figura 3.21. Contribución en peso de hojas, pequeñas ramas y astillas en los restos de poda picados en condiciones de campo. Distintas letras denotan diferencias significativas ($p < 0.05$; Anova de una vía).

En términos de carbono orgánico, las hojas presentaron un mayor contenido de carbono orgánico (47.61 % en promedio) respecto a las astillas y ramas, sin que hubiera diferencias significativas entre ambas (Figura 3.22). No hubo diferencias significativas en el contenido de carbono orgánico de los restos de poda picados entre las variedades picual y hojiblanca, y para el conjunto de los restos de poda de todas las fincas estudiadas, promedió 46 % ± 0.42, con un coeficiente de variación inferior al 1 %.

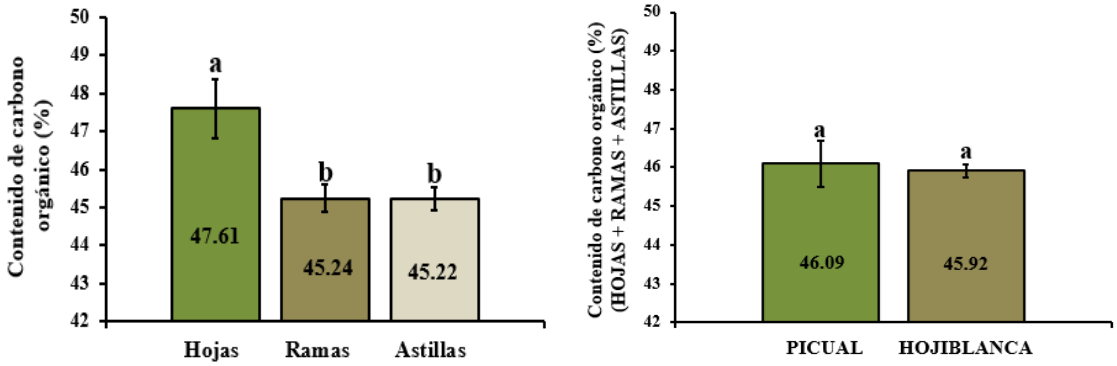


Figura 3.22. Contenido en carbono orgánico en los distintos tipos de material (hoja, pequeñas ramas y astillas) de los restos de poda para el conjunto de las fincas (izquierda) (n= 33) y contenidos de carbono orgánico en los restos de poda picados de la variedad picual (n = 15) y hojiblanca (n = 15) (derecha). Distintas letras denotan diferencias significativas ($p < 0.05$; Anova de una vía y t-student). Nótese el rango reducido de los valores en el eje Y.

La cantidad de carbono orgánico en 1000 kg de peso seco de restos de poda se determinó teniendo en cuenta la contribución de hojas, ramas y astillas, y sus contenidos de carbono orgánico (Figura 3.23).

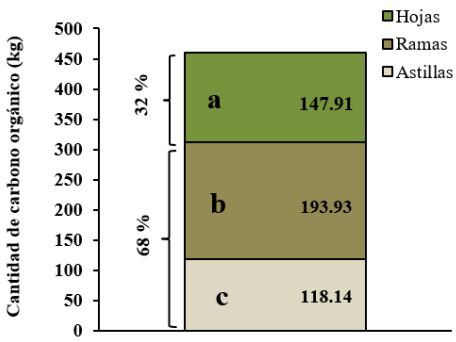


Figura 3.23. Contribución de cada tipo de material a la cantidad de carbono orgánico de 1000 kg de peso seco de restos de poda. Distintas letras denotan diferencias significativas ($p < 0.01$; Anova de una vía; $n = 12$).

3.7.3 Cantidad de poda y carbono orgánico en las parcelas de estudio

Al peso fresco de la poda ligera y leña medido en campo en unos 3-6 olivos en cada una de las fincas, se le restó el contenido en agua: 24.82 % ± 2.38 y 25 % ± 2.40, respectivamente. De esta forma, se obtuvo el peso seco, el cual se multiplicó por el número de olivos por hectárea de la parcela para conocer la cantidad total de poda generada en una hectárea. Posteriormente, la cantidad total de poda generada se dividió entre dos, ya que la frecuencia con la que se realizaba la poda en las distintas parcelas es bienal. En aquellas parcelas donde no se llevó a cabo la poda porque le correspondía realizarse en otro año, se le asignó el valor promedio obtenido del conjunto de parcelas del estudio con características semejantes. Para ello, se tuvo en cuenta dos criterios: la edad (jóvenes-viejos) y la variedad (picual-hojiblanca). El contenido de carbono orgánico que se le aplicó fue el valor promedio obtenido en los restos de poda triturados (poda ligera) en función de la variedad de la parcela (véase apartado *3.7.2 Contribución y cantidad de carbono orgánico de los restos de poda triturados*), y para la leña el valor de 47.59 % ± 0.66; que fue el promedio obtenido para las estructuras permanentes del olivo.

En un primer momento se pensó en estimar los restos de poda a partir de las ecuaciones propuestas por Velázquez-Martí et al. (2011) y Civantos, (1981). No obstante, se decidió cuantificar directamente los restos de poda. Los resultados obtenidos aplicando las ecuaciones de estos estudios, estuvo dentro del rango de valores obtenidos en esta tesis.

3.8 Incorporación de alperujo compostado, estiércol y otros fertilizantes orgánicos

3.8.1 Toma de muestras y procesamiento de alperujos y estiércoles

Los contenidos en agua y de carbono orgánico en el alperujo, compostado o no, que se aplicaba en campo se determinaron en tres alícuotas de muestras de alperujo tomadas durante los meses de noviembre y marzo de 2021, según cuando se aplicase en la parcela. Se procedió de la misma forma para las muestras de estiércol, que fueron tomadas durante los meses de febrero y marzo (Figura 3.24). Las alícuotas se secaron en la estufa a 50 °C durante cinco días, y una vez secos se molieron con un micromolino de

bolas (RETSCH MM400). Los contenidos en carbono y nitrógeno se determinaron en un analizador elemental CNHS (Leco TruSpect Micro).

Figura 3.24. Aspecto del alperujo compostado y estiércoles en las fincas, y su procedimiento para análisis.

3.8.2 Cantidad de alperujo, estiércol y otros fertilizantes orgánicos incorporados en la parcela

La cantidad de alperujo, estiércol y otros fertilizantes orgánicos que se aportaba en la parcela fue facilitada por el olivicultor. Sin embargo, en aquellas parcelas con presencia de ganado, se estimó dicha cantidad en función del tipo de ganado a partir de las ecuaciones siguientes [11] y [12]:

$$\text{Estiércol de caballo} = (N_{caballos} \times P_s \times I_{ng} \times D_p) \times (100 - \%\ DG) \qquad [11]$$

Donde; $N_{caballos}$, es la cantidad de caballos en la parcela (cabezas de ganado/ha); P_s, el peso del animal en función de su actividad física (sedentario, ejercicio ligero, moderado o intenso) (Kg); I_{ng}, es la ingesta de materia seca en función de P_s (%); D_p, es el número de días que pastan los animales por hectárea (días/ha); DG, es la digestibilidad de la materia seca consumida (excretas = 100 - % DG). Los parámetros P_s (400 kg), I_{ng} (1.6 %) y DG (57.5 %) que se establecieron se basaron en la información aportada por Lawrence et al. (2003).

$$\text{Estiércol de oveja} = (N_{ovejas} \times I_{ng} \times D_p) \times (100 - \%\ DG) \qquad [12]$$

Donde; N_{ovejas}, es la cantidad de ovejas en la parcela (cabezas de ganado/ha; I_{ng}, ingesta de materia seca por día (Kg/día); D_p, es el número de días que pastan los animales por hectárea (días/ha), DG, es la digestibilidad de la materia seca consumida (excretas = 100 - % e). Los parámetros I_{ng} (1.01 kg/día para un peso de 45.7 kg) y DG (65.7 %) fueron tomados de Belanche et al. (2022).

3.8.3 Cantidad de carbono orgánico presente en el alperujo, estiércol y otros fertilizantes orgánicos

Conocida la cantidad de enmienda orgánica en peso fresco, y los contenidos en agua y carbono orgánico (Tabla 3.3), se estimó la cantidad de carbono orgánico que entra en las fincas con estas fuentes de materia orgánica.

Tabla 3.3. Contenido en agua, carbono y nitrógeno totales (sobre peso seco) en el alperujo fresco y compostado, y estiércoles de caballo, oveja, cabra y otros fertilizantes orgánicos.

Enmienda orgánica	Porcentaje de humedad (%)	Carbono orgánico (%)	Nitrógeno orgánico (%)
Alperujo fresco	70 (facilitado por almazara)	JT-ECO: 48.98 ± 0.21 SP-ECO: 48.81 ± 0.38	JT-ECO: 0.77 ± 0.05 SP-ECO: 0.89 ± 0.03
Compost de alperujo	20 (facilitado por almazara)	DE-ECO: 24.72 ± 0.26	DE-ECO: 2.16 ± 0.06
Estiércol de caballo	71.3 Urbano-Terrón, (1992)	SP-ECO: 45.29 ± 0.14	SP-ECO: 1.42 ± 0.18
Estiércol de oveja	64.6 Urbano-Terrón, (1992)	CC-ECO: 41.18 ± 0.14 JT-ECO: 42.25 ± 0.41	CC-ECO: 2.57 ± 0.12 JT-ECO: 1.46 ± 0.05
Estiércol de cabra	64.6 Urbano-Terrón, (1992)	39.44 ± 0.55	1.99 ± 0.11
Otros fertilizantes orgánicos	20 (ficha técnica del producto)	20 (ficha técnica del producto)	5 (ficha técnica del producto)

3.9 Estimación de la tasa anual de entrada de carbono desde las hojas, ramas, flores y frutos caídos del olivo

3.9.1 Diseño experimental y procesamiento del material recolectado

Se realizó una experiencia de campo para cuantificar la cantidad de hojas, flores y ramas (< 2 cm) que caen de la copa del olivo anualmente. Para ello se instalaron en abril del 2021 cajas de plástico (30 cm x 30 cm x 12 cm) que se forraron con malla de 1 mm de luz de malla para evitar que se perdiera el material fino (Figura 3.25). Se seleccionaron cuatro parcelas en Jaén (picual) y otras cuatro en Estepa (hojiblanca) con características similares. En cada zona, dos de las parcelas correspondían a un marco de plantación tradicional y las restantes a olivares con un marco de plantación intensivo. Dentro de esta fuente de variación (marco de plantación) estaban internalizadas otras como; la edad, el volumen y la superficie de copa. De esta forma, en aquellas parcelas con marco de plantación tradicional y con olivos maduros (40 - 55 años) y con un área de dosel relativamente grande, se instalaron 2 cajas en cada uno de tres olivos de manera aleatoria (6 cajas por finca), mientras que en las parcelas con un marco de plantación correspondiente a un olivar intensivo, con olivos jóvenes (25 - 30 años) y con área del dosel relativamente bajo, se instaló una sola caja bajo la copa de tres olivos (3 cajas por finca) (Figura 3.26). Cada tres meses, correspondiente a las distintas estaciones del año y durante 12 meses, el material depositado en las cajas fue recolectado y posteriormente secado en estufa durante cuatro días a 50 °C. Una vez seco, se cribó con ayuda de un tamiz en fracción vegetativa (hojas y ramas < 2 cm), flor y fruto (Figura 3.27). El material de cada una de las fracciones (seco) se pesó y se trituró con un micromolino de bolas (RETSCH MM400) o molino de cuchillas (< 1 mm) en función de la cantidad de muestra. Finalmente, se determinó el contenido de carbono orgánico en un analizador elemental CNHS (Leco TruSpect Micro).

Figura 3.25. Aspecto de las cajas de recogida del material que caía de los árboles.

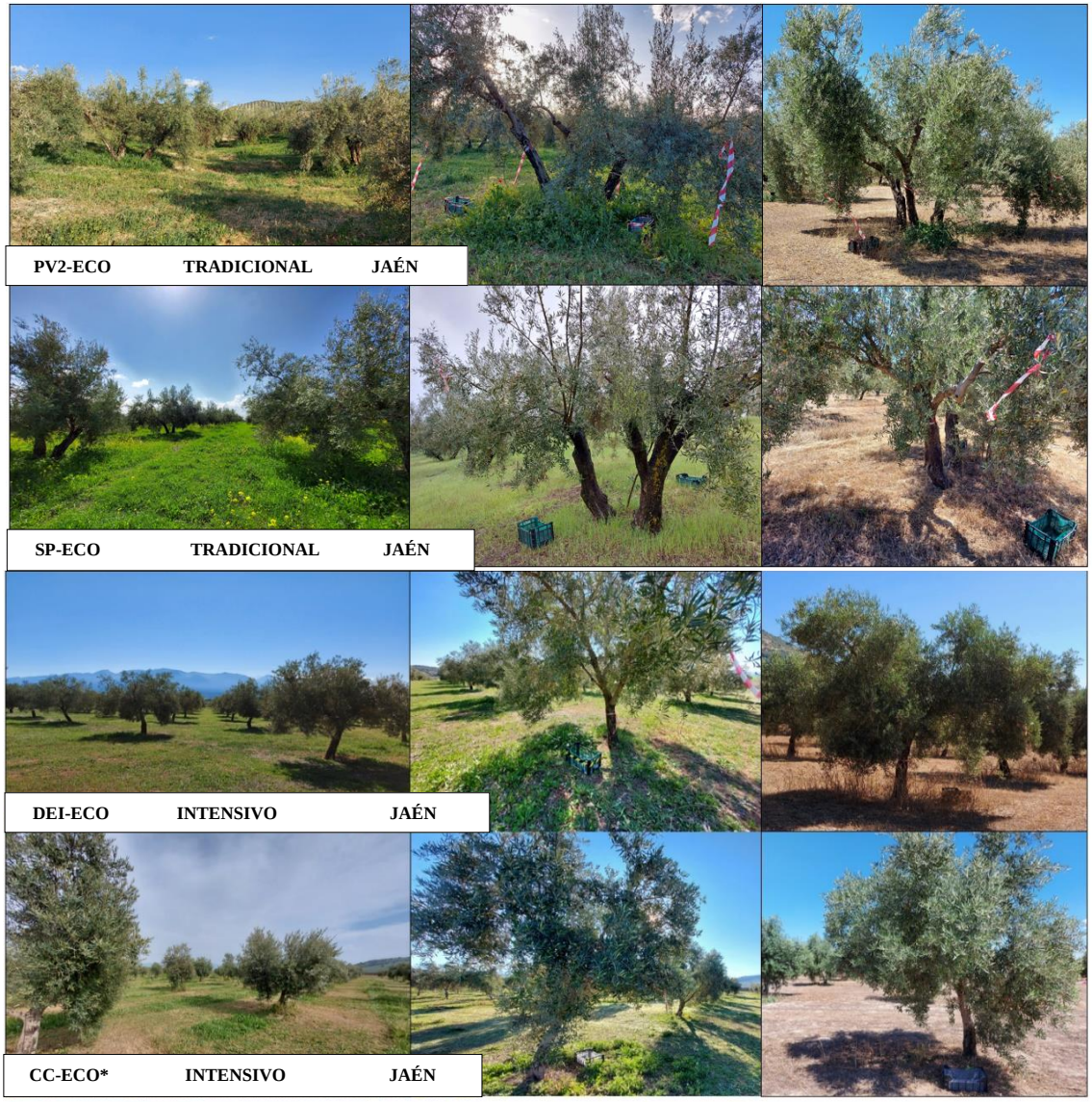


Figura 3.26. Aspecto de los olivares tradicionales e intensivos donde se instalaron las cajas bajo la copa de los olivos. *Parcela distinta a la seleccionada en el estudio; CC-ECO

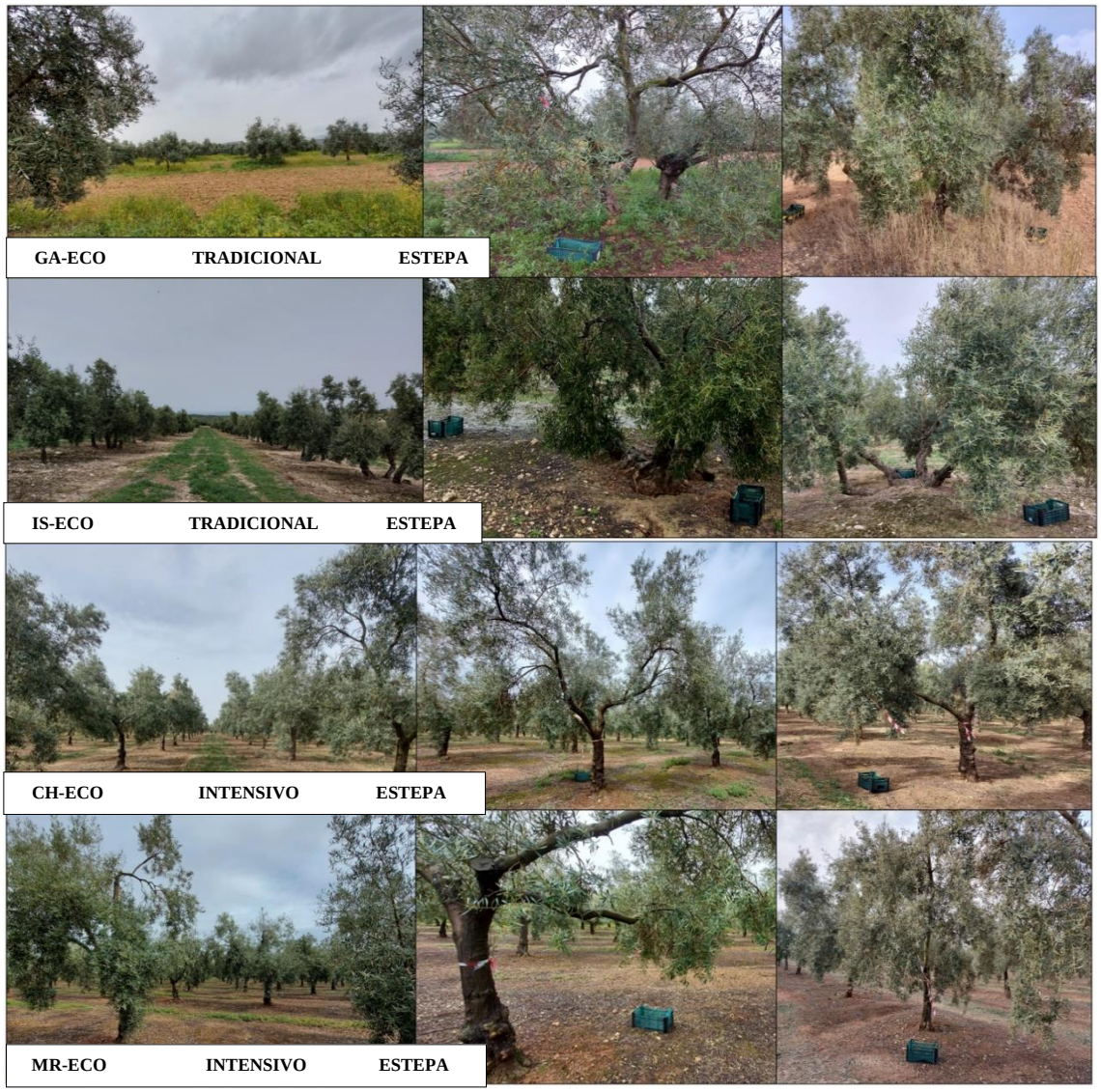


Figura 3.26. Aspecto de los olivares tradicionales e intensivos donde se instalaron las cajas bajo la copa de los olivos. *Parcela distinta a la seleccionada en el estudio; CC-ECO (continuación).

Figura 3.27. Imágenes sobre las distintas tareas de recogida, procesamiento y análisis del material recogido en las cajas.

3.9.2 Cantidad de material y carbono orgánico que cae anualmente de la copa de los olivos

La cantidad de material caído de las copas de los olivos anualmente se calculó teniendo en cuenta la cantidad de material en peso seco de cada una de las fracciones; vegetativa, flor y fruto, respecto al área de la caja (m^2) para cada uno de los muestreos y estaciones. Esta cantidad se multiplicó por la superficie del dosel de los olivos en una hectárea (medida mediante imágenes de Google Earth), es decir el área (en m^2) de copa de los olivos donde se instalaron las cajas y por el número de olivos por hectárea. Los valores se expresaron como kg de material en peso seco por hectárea, cada tres meses. La cantidad de peso seco y carbono que caía anualmente se obtuvo mediante la suma de las cantidades de cada tipo de material en cada uno de los muestreos.

La cantidad de carbono orgánico en el material caído de la copa de los olivos se calculó siguiendo el mismo procedimiento mencionado anteriormente. Se multiplicó el valor de la biomasa en m^2 por el contenido de carbono orgánico, y esta cantidad por el área de copa por los olivos en una hectárea para obtener la cantidad de carbono en kilos por hectárea.

3.10 Hojas y ramas caídas durante la recolección

3.10.1 Toma de muestras de material rastrillado de los fardos durante la recolección y procesamiento

Durante la recolección de aceitunas, se tomaron muestras de las hojas y ramas (< 2 cm) que se rastrillaban o soplaban de los fardos para llevar la aceituna a la almazara lo más limpia posible, y que quedaban sobre el suelo.

En algunas parcelas, se colocaban dos fardos por olivo en una hilera de aproximadamente once olivos. Una vez que se terminaba la recolección en esa hilera, independientemente del método de recolección, se arrastraban los dos fardos de cada olivo al final de la hilera y se generaban dos montones de hojas y ramitas (< 2 cm) compuesta por todos los fardos (Figura 3.28). En otros casos, sólo había un fardo por olivo, por lo que cuando se terminaba de varear o vibrar, rastrillaban o soplaban el fardo y lo llevaban al siguiente olivo, generándose de esta forma un montón de hojas y ramas por cada olivo. Generados los montones, se procedió a pesarlos con un dinamómetro, y se tomaron tres muestras representativas de las hojas y ramas. En el laboratorio, se secaron las muestras en estufa a 50 °C durante 4 días para determinar el porcentaje de masa seca de las hojas y ramas recolectadas.

Figura 3.28. Recolección y esquema del arrastre de los fardos y posterior acumulación de hojas y ramas al final de una hilera de olivar.

3.10.2 Cantidad de hojas y ramas (< 2 cm) y carbono orgánico depositados en el suelo durante la recolección

La cantidad de hojas y ramas del árbol que se depositaban en el suelo debido a la recolección, se determinó a partir del peso total rastrillado multiplicado por el porcentaje de materia seca, y dividido por el número de olivos rastrillados. La cantidad total en peso seco de hojas y ramas generadas en una hectárea se obtuvo multiplicando el valor obtenido de hojas y ramas por árbol por el número de olivos en una hectárea.

La cantidad total de carbono orgánico aportado al suelo con la hoja y ramas del árbol durante la recolección se calculó teniendo en cuenta la cantidad generada por hectárea, multiplicada por los porcentajes de carbono orgánico de la parte vegetativa (hojas y ramas) del tercer muestreo del experimento de hojas, ramas y frutos caídos del olivo (véase apartado *3.9 Estimación de la tasa anual de entrada de carbono desde las hojas, ramas y frutos caídos del olivo*), correspondiente a la estación de otoño, ya que principalmente se llevó a cabo la recolección por estas fechas (del 23 sept al 21 dic 2021).

3.11 Cálculo de la cantidad de carbono orgánico en el fruto y en el hojín que acaban en la almazara

3.11.1 Fruto

3.11.1.1 Toma de muestras y procesamiento de las aceitunas

Durante los meses de octubre de 2020 y enero de 2021, se tomaron en cada parcela tres bolsas de quince aceitunas cada una. Cada bolsa contenía cinco aceitunas de tres olivos seleccionados al azar. En el laboratorio, se pesaron en fresco, y posteriormente se separó el hueso de la pulpa, y se pesaron ambas partes. Posteriormente, se secaron en estufa durante 4 días a 50 °C. Transcurrido el tiempo, se pesó y molió con el micromolino

de bolas (RETSCH MM400) tanto el hueso como la pulpa (Figura 3.29), y se determinó el contenido en carbono en un analizador elemental CNHS (Leco TruSpect Micro).

Figura 3.29. Imágenes del procesado de las aceitunas.

3.11.1.2 Cantidad de carbono orgánico en las aceitunas

Para la determinación de la cantidad de carbono orgánico en las aceitunas fue necesario conocer la producción por hectárea en la parcela. En aquellas parcelas en las que no fue posible obtener dicho valor, este se obtuvo teniendo en cuenta la producción de parcelas con características similares; número de pies y edad, principalmente.

El peso seco de la pulpa y hueso se calculó a partir de la pérdida de peso (50 ^{o} C durante 4 días) de una cantidad fresca conocida. Los porcentajes promedios de peso seco para la pulpa y hueso fueron 26.24 % ± 3.52 y 13.83 % ± 5.38, respectivamente. La cantidad de carbono orgánico en cada una de las partes fue el resultado de multiplicar la cantidad en peso seco de la pulpa y el hueso por el porcentaje de carbono orgánico obtenido para el conjunto de parcelas analizadas (Figura 3.30).

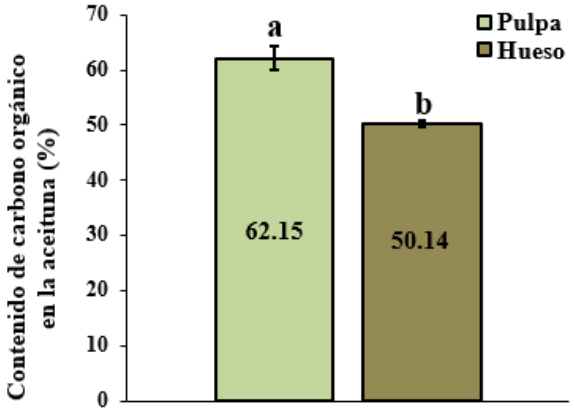


Figura 3.30. Contenidos en carbono orgánico (%) sobre peso seco en la pulpa y en el hueso. Distintas letras denotan diferencias significativas ($p < 0.05$; t-student).

La cantidad de carbono orgánico en las aceitunas (pulpa + hueso) se calculó sumando la cantidad de carbono orgánico presente en la pulpa junto a la del hueso.

3.11.2 Hojín

3.11.2.1 Cantidad de peso seco y carbono orgánico en el hojín

La cantidad de peso seco y carbono orgánico en el hojín se estimó a partir de la cantidad de aceituna procesada y los kilos generados anualmente de este a partir de datos facilitados por diversas almazaras. El valor promedio fue de 6.47 % ± 3.86, algo inferior al 9.4 %, que es el promedio de lo que se produce en el conjunto de las almazaras en Andalucía (AGAPA, 2015), por lo que se aplicó este valor para su estimación. La cantidad de hojín en peso seco se obtuvo teniendo en cuenta la estimación de la cantidad en peso húmedo y un contenido en humedad de la hoja del 38.7 %.

A partir de la cantidad en peso seco del hojín generado asumiendo la producción de aceitunas por hectárea de la parcela, y su contenido de carbono orgánico (47.64 % ± 0.19) determinado en un analizador elemental CNHS (Leco TruSpect Micro), se obtuvo la cantidad de carbono orgánico en el hojín.

3.12 Cuantificación de las salidas de carbono orgánico

Los flujos de salida de carbono que se tuvieron en cuenta fueron (Figura 3.31):

- Pérdida de carbono orgánico por erosión del suelo.
- Respiración del suelo.
- Quema de los restos de poda y cogeneración.
- Fruto y hojín que va a la almazara, y leña.

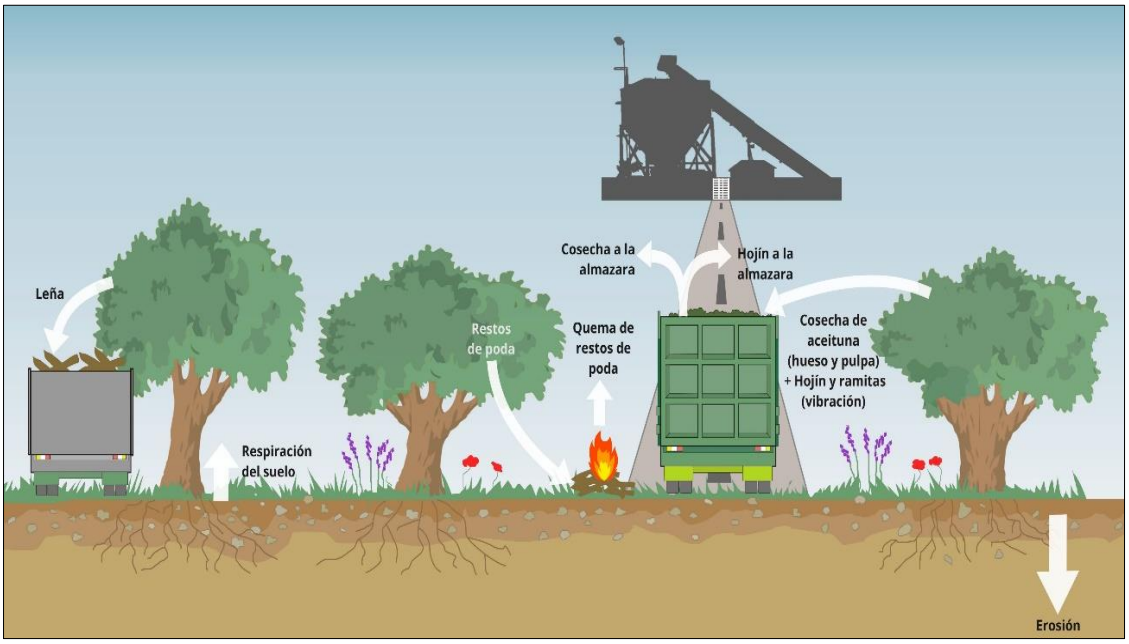


Figura 3.31. Flujos anuales de salida de carbono del olivar.

3.13 Pérdida de carbono por erosión del suelo

3.13.1 Aplicación de USLE en olivares con SIG

La pérdida de suelo (A) (Mg suelo ha^{-1} $año^{-1}$) de las distintas parcelas se estimó mediante la ecuación USLE [13] (Wischmeier y Smith, 1978), con algunas modificaciones de RUSLE (Renard et al., 1997):

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \qquad [13]$$

Donde los factores son los siguientes:

R; erosividad de la lluvia (MJ mm ha^{-1} h^{-1} $año^{-1}$), que coincide con el producto de la energía cinética y la cantidad de lluvia de todos los periodos de igual intensidad en las que se puede dividir una tormenta (E), multiplicado por la máxima intensidad de lluvia alcanzada en 30 min (I_{30}).

K; erosionabilidad del suelo (Mg h MJ^{-1} mm^{-1}), es la pérdida de suelo por cada unidad del índice de erosividad de la lluvia, tomando como referencia un suelo desnudo de pendiente del 9 % de inclinación y 22.1 m de longitud.

L; factor de longitud de la pendiente. Este relaciona las pérdidas de suelo para cada longitud de talud con respecto a un talud de referencia de 22.1 m de longitud con el mismo suelo, cobertura y manejo.

S; inclinación de la pendiente. Este factor relaciona las pérdidas de suelo para cada pendiente respecto a una pendiente de referencia del 9 % con el mismo suelo, cobertura y manejo.

C; cubierta vegetal y su manejo. Expresa la relación entre las pérdidas de suelo en un suelo bajo un cultivo específico y el mismo bajo una falla continua.

P; es el factor de implementación de prácticas de manejo que reduzcan la pérdida de suelo por erosión. Se basa en la relación entre las pérdidas de suelo en un suelo en el que se ha aplicado cultivo en contorno, cultivo en franjas, terrazas y/o drenaje subterráneo, y las pérdidas si el suelo se ara siguiendo la pendiente más pronunciada.

3.13.2 Factor R; erosividad de la lluvia

El factor R es el producto de la energía cinética (E) de un evento de lluvia *k* y su intensidad máxima de 30 minutos (I_{30}), y se calcula según la siguiente ecuación [14]:

$$R = \frac{1}{n}\sum_{j=1}^{n}\sum_{k=1}^{mj}(EI_{30})_k \qquad [14]$$

Donde; R, es la erosividad pluvial promedio anual (MJ mm ha^{-1} h^{-1} $año^{-1}$) para una serie de *n* años, y E es la energía cinética de la lluvia en un evento compuesto por *r* periodos de igual intensidad (i_r), que surge del producto de la energía cinética de las gotas de lluvia por unidad de superficie y tiempo (e_r, MJ ha^{-1} mm^{-1}) [15]:

$$e_r = 0.29\left(1 - 0.72^{(-0.05 i_r)}\right) \qquad [15]$$

y el volumen total de la lluvia (v_r, mm) [16]:

$$E = \left(\sum_{r=1}^{0} e_r v_r\right) \qquad [16]$$

Considerando la intensidad máxima de la lluvia (mm/h) en 30 min (I_{30}) [17]:

$$EI = EI_{30} = \left(\sum_{r=1}^{0} e_r\, v_r\right) I_{30} \qquad [17]$$

Dado que los métodos de cálculo EI_{30} requieren datos de intensidad de lluvia a largo plazo, y debido a la dificultad de consecución de los mismos. EI_{30} se calculó teniendo en cuenta el índice modificado de Fourier (IMF) (Arnoldus, 1977) [18]:

$$IMF = \sum_{i=1}^{12} \frac{p_t^2}{P_t} \qquad [18]$$

Donde; p_t, es la precipitación mensual promedio de enero a diciembre, y P_t, es la precipitación media anual.

Finalmente, para el cálculo del factor R se empleó la relación empírica entre R e IMF obtenida por Rodríguez Cohard et al. (2004) [19].

$$R = 2.56 \cdot IMF^{1,065} \qquad [19]$$

Para el cálculo de R, se emplearon las capas ráster de la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM[8]) correspondientes a las precipitaciones medias mensuales (resolución 500 m; serie 1970-2010), a partir de las cuales se calculó el IMF mediante la suma de capas con la calculadora ráster en ArcGIS® 10.8. Posteriormente,

[8]https://portalrediam.cica.es/descargas?path=%2F04_RECURSOS_NATURALES%2F03_CLIMA%2F02_CARACTERIZACION_CLIMATICA%2F03_PRECIPITACION%2F01_PRECIPITACION%2F01_MEDIA%2F02_MENSUAL

se aplicó la ecuación [19], obteniéndose el ráster del factor R para cada parcela, cuyo valor medio en la parcela administrativa servirá para el cálculo de la erosión de la parcela.

3.13.3 Factor K; erosionabilidad del suelo

El factor K se obtuvo mediante la aplicación de la ecuación [20] propuesta por Renard et al. (1977).

$$K = \left[{(2.1 \text{ x } 10^{-4} \text{ M}^{1.14}(12 - \text{OM}) + 3.25(\text{s} - 2) + 2.5(\text{p} - 3))}/{100} \right] \text{x } 0.1317 \qquad [20]$$

Donde; M, es el factor textural, el cual se calcula a partir de la ecuación que se muestra [21] (Panagos et al., 2014); OM, el porcentaje de materia orgánica del suelo; s, es la clase de estructura; p, es la clase de permeabilidad del suelo (Tabla 3.4).

$$M = (m_{silt} + m_{vfs}) \text{ x } (100 - m_c) \qquad [21]$$

Siendo; m_{silt}, el porcentaje de limo (0.002-0.05 mm); m_{vfs}, el porcentaje de arena muy fina (0.05-0.1 mm); y m_c, el porcentaje de arcilla (< 0.002 mm) del suelo, y que se determinaron mediante el procedimiento de Bouyoucos y Mick, (1940), véase apartado *3.3.2.3 Textura*, obteniéndose la clase textura según los límites establecidos por el USDA (Schoenebeger et al., 2012). El contenido en materia orgánica (OM) se determinó tal y como se indica en el apartado *3.3.2.6 Porcentaje de materia orgánica*.

El valor del parámetro de estructura (s) se codifica en función del tipo y tamaño (clase) de la estructura macromorfológica del suelo, tal y como se describe en Schoenebeger et al. (2012), según la siguiente regla (Panagos et al., 2014): s = 1 para granular muy fina, s = 2 para granular fina, s = 3 para granular media o gruesa y s = 4 para el resto de tipos de estructura (en bloques, laminar o masiva, independientemente del tamaño). La clase de permeabilidad se puede estimar a partir de las clases de textura del USDA, como recomiendan Rawls et al. (1982) y Panagos et al. (2014), empleando la Tabla 3.4:

Tabla 3.4. Permeabilidad y conductividad a partir de la textura.

Clases de permeabilidad (p)	Clases texturales (USDA)	Conductividad hidráulica saturada, K_s (mm h^{-1})
1 (rápido y muy rápido)	Arena	> 61.0
2 (moderadamente rápido)	Arena franca, franco arenoso	20.3 – 61.0
3 (moderado)	Franco, franco limoso	5.1 – 20.3
4 (moderadamente lento)	Franco arcilloso arenoso, franco arcilloso	2.0 – 5.1

Clases de permeabilidad (p)	Clases texturales (USDA)	Conductividad hidráulica saturada, K_s (mm h^{-1})
5 (lento)	Franco arcilloso limoso, Arcilla arenosa	1.0 – 2.0
6 (muy lento)	Arcilla limosa, arcilla	< 1.0

Los parámetros utilizados en las distintas ecuaciones correspondían al promedio de todos los puntos de muestreo para cada una de las parcelas de estudio.

3.13.4 Factor LS; topografía

El factor LS de cada parcela se calculó en base al modelo digital de elevación (MDE) LiDAR de 1 metro de resolución, descargado de forma gratuita del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG[9]). Este factor se compone de dos subfactores: el factor longitud de ladera (L) y el factor de pendiente (S).

El factor S (pendiente) se calculó al partir del MDE, y utilizando la herramienta *Slope* en ArcGIS® 10.8, obteniéndose la pendiente en porcentaje (m m^{-1}). Posteriormente, se obtuvo mediante la calculadora ráster el factor S, aplicando la ecuación de Moore y Burch (1986) [22]:

$$S = \left(\frac{\sin \beta}{0.09}\right)^{1.3} \qquad [22]$$

Donde, β es la pendiente (m m^{-1}).

Para la obtención del factor L, fueron necesarios unos pasos previos mediante los que estimar la longitud de ladera. Se utilizó el MDE como entrada, y las herramientas: *Fill sinks* → *Flow direction* → *Flow accumulation*, de manera consecutiva. De esta forma, se obtuvieron: 1) una capa ráster con los sumideros rellenos, es decir, celdas a las que no se le podía asignar una dirección de flujo determinada (mínimo local); 2) el mapa de direcciones de flujo, que nos permitía conocer la dirección de flujo afluyente y efluyente de cada píxel, en función de su altitud relativa; y 3) el mapa de acumulación de flujo, que indica la cantidad de píxeles que, siguiendo las direcciones de flujo preferentes, vierten en cada píxel de la parcela.

La alta resolución del MDE LiDAR permite establecer con detalle la topografía de cada parcela, coincidiendo las líneas de acumulación de flujo con las zonas de ladera sometidas a flujo ininterrumpido (las calles del olivar), lo que se considera como "longitud de ladera" en el subfactor L. Dada la distribución continua de los mapas de acumulación de flujo, se establece un umbral mediante la herramienta *Reclassify*, a partir del cual se genera un mapa binario de líneas de acumulación de flujo que permite descartar longitudes de ladera sobredimensionadas, en relación a los límites de la parcela.

[9] http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/

A partir de ahí, se aplicó la ecuación de Moore y Burch (1986) para la obtención del subfactor L [23]:

$$L = \left(\frac{U}{22.13}\right)^{0.4} \qquad [23]$$

Donde U (área vertiente de cada píxel, en m^2) se calcula a partir del mapa de acumulación de flujo binario, multiplicando el número de píxeles vertientes por el tamaño de píxel (en este caso, al ser la resolución de 1 m, U coincide con el mapa de acumulación de flujo).

Finalmente, una vez obtenidos ambos factores, se calculó el factor LS multiplicando los factores L y S según la ecuación [24] con ayuda de la calculadora ráster.

$$LS = \left(\frac{U}{22.13}\right)^{0.4} \left(\frac{\sin\beta}{0.09}\right)^{1.3} \qquad [24]$$

3.13.5 Factor C; cubierta vegetal

El factor C es uno de los factores más decisivos de USLE, influyendo también de forma importante en el cálculo del factor P. En este trabajo se aplicará el modelo USLE originario de Weismeier and Smith (1978), que es más sencillo y directo que el modelo RUSLE, aunque la estimación del subfactor de rugosidad superficial, no considerado explícitamente en USLE para cultivos permanentes, se llevará a cabo mediante las ecuaciones de RUSLE (Renard et al., 1997).

En el modelo USLE, el factor C depende de varios subfactores: 1) cobertura y altura media del cultivo permanente (canopy), 2) cobertura herbácea -incluyendo mulches-, variable a lo largo del ciclo anual, 3) rugosidad superficial, muy relacionada con las operaciones de laboreo, y 4) usos y coberturas previas del suelo.

Siguiendo a Gómez et al. (2003), no se considerarán usos previos al olivar, lo que es una asunción lógica teniendo en cuenta la edad de las plantaciones consideradas en este trabajo, por lo que este parámetro no se tendrá en cuenta. Respecto a la rugosidad generada por las operaciones de laboreo, se tendrá en cuenta una rugosidad media de 0.25 pulgadas tanto para la superficie bajo cubierta vegetal como para la superficie sometida a no laboreo, y de 0.40 pulgadas, correspondiente a una labor superficial con cultivador, en el caso de las zonas labradas. Aplicando la ecuación exponencial negativa de RUSLE que estima el subfactor de rugosidad superficial en función de la rugosidad media, obtenemos un valor de 1 para superficie bajo cubierta y no laboreo, y de 0.90 para las zonas labradas.

Los dos subfactores fundamentales de USLE son la cobertura/altura media de canopy y la cobertura de vegetación herbácea. A partir de ambos factores se obtendrá el factor C consultando la Tabla 10 del trabajo de Weismeier and Smith (1978), teniendo en cuenta la ligera modificación debida al subfactor de rugosidad superficial en el caso de las zonas labradas, comentadas anteriormente (x 0.90).

Los porcentajes de cobertura de canopy y cubierta vegetal herbácea se estimarán mediante teledetección a partir de ortofotografía aérea y de satélite de alta resolución. Para tener en cuenta la variación del % de recubrimiento de cubierta herbácea a lo largo del año, se tomarán imágenes representativas de la estación seca (verano) y húmeda (invierno – primavera), calculando el valor medio del factor C en ambas como valor representativo de todo el ciclo anual. En caso de estar disponibles, se han descargado imágenes del satélite Pleiades de mayo de 2016 (estación húmeda), siendo además 2016 un año de pluviometría superior a la media de los últimos 20 años. Como representativas de la estación seca se tomaron imágenes de agosto de 2017, un año cuya pluviometría por el contrario, fue inferior a la media. En caso de que en alguna parcela no hubiese disponibilidad de imágenes de Pleiades, se emplearon ortofotografías del Plan Nacional de Ortofotografía (PNOA), accesibles de forma gratuita a través de la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM[10]). Tanto las imágenes de Pleiades como del PNOA presentan una resolución de 0.5 m y 4 bandas, incluyendo el infrarrojo cercano (RGB + NIR), adecuadas para las operaciones de clasificación de la imagen.

A partir de las ortoimágenes, se realizó una clasificación supervisada de las coberturas vegetales a nivel de parcela. El procedimiento es similar al explicado por Peña-Barragán et al. (2004), si bien estos autores aplican un algoritmo de *Clustering* para realizar la clasificación, mientras que en este trabajo se ha aplicado un clasificador más sofisticado, de tipo *Random Forest*. La clasificación supervisada de imágenes comprende al menos tres fases: i) entrenamiento, ii) análisis de separabilidad y iii) asignación de píxeles a las diferentes clases (clasificación).

El entrenamiento implica la creación de puntos de muestreo o polígonos en los que se calcularán las estadísticas de las diferentes bandas. Se analizaron una cantidad suficiente de píxeles de cada clase de la imagen (valores de aproximadamente el 5 % del número total de píxeles del ráster). En el análisis propuesto se consideraron tres clases de usos: canopy (olivos), cubierta vegetal y suelo desnudo. Los polígonos se crearon con la herramienta *Image Classification* de ArcGIS® 10.8. (Figura 3.32).

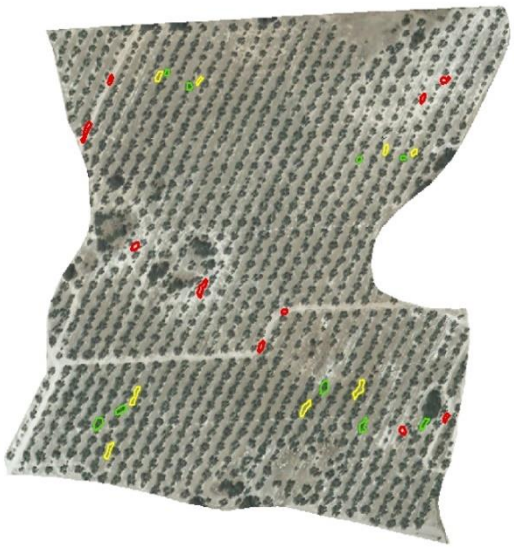


Figura 3.32. Ejemplo de clasificación de imágenes para la parcela IS-ECO (rojo: polígonos de entrenamiento correspondientes al suelo desnudo, amarillo: polígonos de entrenamiento de la cubierta vegetal, y verde: polígonos de entrenamiento del canopy).

[10] http://www.juntadeandalucia.es/institutodeestadisticaycartografia/lineav2/web/

El análisis de separabilidad consiste en la comparación numérica o gráfica de las firmas espectrales de las diferentes clases consideradas. El cálculo estadístico de cada banda en cada clase considerada es la base de este análisis. La comparación numérica o gráfica de valores medios permite saber si las clases consideradas son separables o no. Estos gráficos, conocidos como diagramas de firma (Figura 3.33), suelen ser suficientes para establecer si las diferentes clases son separables y, por tanto, aptos para ser clasificados con suficientes garantías. Es de destacar que la cubierta vegetal arroja las mismas firmas espectrales tanto para la cubierta viva (imágenes de primavera) como agostada (imágenes de verano), siendo ambas significativamente distintas de las firmas del suelo desnudo y del canopy. Esto simplificó en gran manera todo el proceso de clasificación ya que, desde el punto de vista del factor C (subfactor cobertura herbácea), ambos tipos de cobertura del suelo presentan el mismo efecto protector y se determina conjuntamente en la misma columna de la Tabla de Wischmeier y Smith (1978).

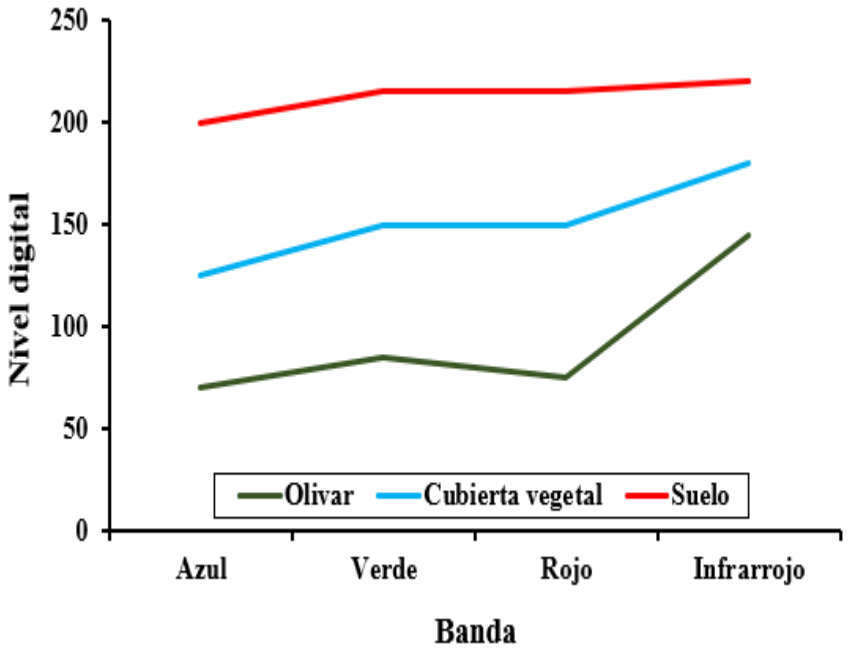


Figura 3.33. Ejemplo de un diagrama de firma para la parcela IS-ECO.

Finalmente, se procedió a la asignación de píxeles a las diferentes clases (clasificación). El cálculo de la signatura se hizo con la herramienta *Create signature* en ArcGIS® 10.8. Una vez creada la signatura, se aplicó el clasificador *Random forest*, aplicando primero el entrenamiento (*Spatial Analyst tool* → *Segmentation*, and *Classification* → *Train Random forest classificator*) y luego la clasificación (*Spatial Analyst tool* → *Segmentation*, and *Classification* → *Classify raster*) (Figura 3.34).

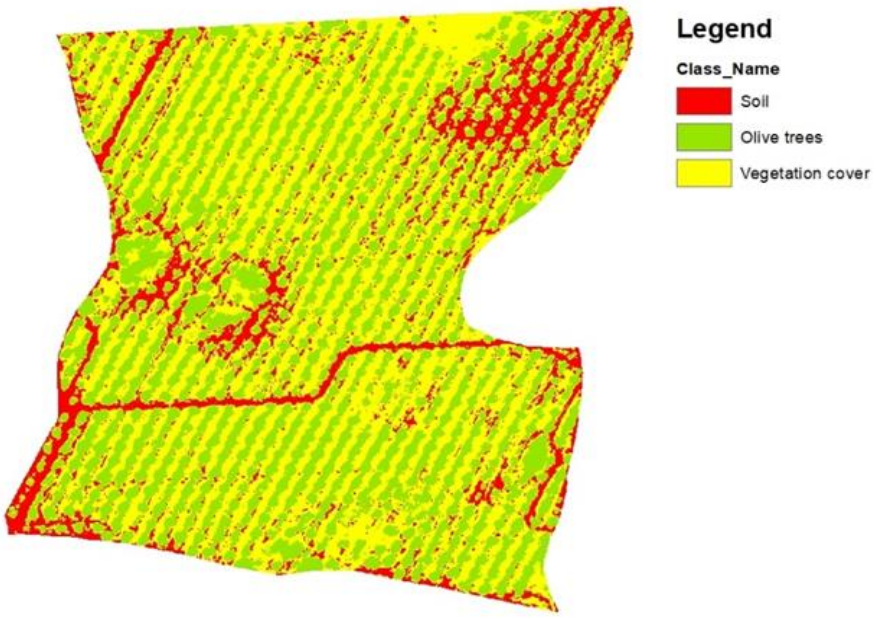


Figura 3.34. Imagen clasificada (ráster) de la parcela La Isabelita sostenible (IS-ECO). A partir de las estadísticas del ráster se obtienen fácilmente los porcentajes de las distintas coberturas, que nos permiten obtener los valores de C.

Una vez clasificada la imagen, se realizó una validación de la misma. De las distintas medidas de bondad de la clasificación, se utilizó la eficacia o índice de exactitud (Garosi et al., 2019). El proceso de validación comienza con la generación de una muestra de polígonos de validación sobre las ortoimágenes, que debe ser distinta a la de los polígonos de entrenamiento. Mediante la herramienta *Tabulate area* de ArcGIS® 10.8. se introduce la imagen clasificada como datos zonales (*Zone data*) y los polígonos de validación como datos de clase (*Class data*). La salida de *Tabulate area* arroja una matriz de confusión (Tabla 3.5), consistente en una tabla cruzada que hace el recuento de píxeles para cada clase de la clasificación (filas), en relación a la verdad del terreno (columnas). La matriz de confusión, en formato .dbf, se exporta a Excel para el cálculo del índice de exactitud. Este índice es la razón entre los píxeles bien clasificados (diagonal de la matriz de confusión) y el total de píxeles clasificados, como se indica en la Tabla 3.5 para el caso de La Isabelita. Clasificaciones con índices superiores al 95% se consideran muy adecuadas (Congalton, 1991).

Tabla 3.5. Ejemplo de matriz de confusión para la clasificación de la Figura 3.34, finca IS-ECO

		Verdad del terreno			**Exactitud usuario**	**Error usuario**
		Olivo	Cubierta	Suelo		
Imagen clasificada	Olivo	286	0	0	100.00 %	0.00 %
	Cubierta	6	294	1	97.84 %	2.16 %
	Suelo	0	34	265	88.61 %	11.39 %
Exactitud terreno		97.95 %	86.63 %	99.81 %	**Índice de exactitud** = 95.37 %	
Error terreno		2.05 %	10.37 %	0.19 %		

3.13.6 Factor P; prácticas de manejo

El cálculo del factor P se basa en el procedimiento propuesto por Panagos et al. (2015) para la realización del mapa de erosión potencial de Europa escala 1:1.000.000, cuyo tamaño de píxel es de 100 m. Sin embargo, dada la baja resolución de este mapa, en nuestro caso el cálculo del factor P se adaptó al nivel de parcela de olivar, con tamaños de pixel de 1 metro o inferiores. Para ello, se empleó información espacial de alta resolución previamente utilizada para los factores LS y C: 1) el MDE LiDAR (1 m de tamaño de píxel), y 2) las ortoimágenes clasificadas (0.5 m de tamaño de píxel).

El procedimiento expuesto por Panagos et al. (2015) se basa, en última instancia, en el cálculo del Factor P de Wischmeier y Smith (1978) [25], que obtiene el factor a partir de los siguientes subfactores: 1) laboreo de contorno (contouring subfactor, P_C), 2) presencia de bandas de vegetación paralelas a las curvas de nivel o laboreo con franjas de contorno (contour-stripping subfactor, P_{CS}), y 3) existencia de terrazas (terrazing subfactor, P_T).

$$P = P_C \times P_{CS} \times P_T \qquad [25]$$

En el caso de las fincas de este estudio no se ha descrito ningún proceso de aterrazamiento, por lo que el subfactor P_T se descartó ($P_T = 1$). Los subfactores P_C y P_{SC} se obtuvieron a través de un modelo automático implementado en la herramienta *Model Builder* de ArcGIS®, que aplica a las entradas del modelo una cadena secuencial de algoritmos, y que terminarán produciendo como salida final el mapa del Factor P de la parcela. A continuación, se indicará de forma sumaria el procedimiento incluido en la programación del *Model Builder*.

Subfactor P_C. Este subfactor valora la dirección preferente de circulación de la maquinaria agrícola durante las operaciones de laboreo, en relación a las curvas de nivel. El laboreo más efectivo, en cuanto al control de la erosión, se produce cuando la dirección de labrado es paralela a las curvas de nivel, ya que los surcos generan una rugosidad perpendicular a las líneas de flujo hidráulico. En el caso de cultivos permanentes, como el olivar, es el marco de plantación el que determina la dirección de laboreo ya que el tractor, habitualmente, circula por las calles más anchas del olivar.

El modelo para el cálculo de P_C requiere dos entradas: 1) la imagen clasificada (formato ráster), a partir de la cual se establecen las líneas de olivares, y 2) el mapa de curvas de nivel (formato vectorial), establecido a partir del MDE con la herramienta *Contour level* de *Spatial Analyst*. Las Figuras 3.35, 3.36, 3.37, 3.38 y 3.39, muestran las capas intermedias generadas por el modelo en la finca El Chaparral convencional, una parcela especialmente complicada desde el punto de vista del análisis de imagen debido al irregular marco de plantación, que dificulta la detección automática de las calles de olivos.

A partir de la imagen clasificada (Figura 3.35), se obtiene una capa vectorial conteniendo las líneas de canopy (Figura 3.36), generada en función de la proximidad entre olivos. Para ello se empleó un buffer de 2 m, esto es, olivos con espaciados mayores

de 2 m entre las partes externas de sus copas se consideran calles de la parcela, y no líneas continuas de olivos. Los algoritmos empleados para la detección automática de las líneas de calle son: *Reclassify* (*Spatial Analyst*) [0 = soil, vegetation cover, 1 = olive trees] → *Boundary Clean* (*Spatial Analyst, Generalization*) [2 m buffer] → *Thin* (*Spatial Analyst, Generalization*) [2 m buffer to 1 pixel line] → *Int* (3 D analyst, raster math) + *Raster to polyline* (*Conversion tool*) → *Simplify line* (*Cartography tool*).

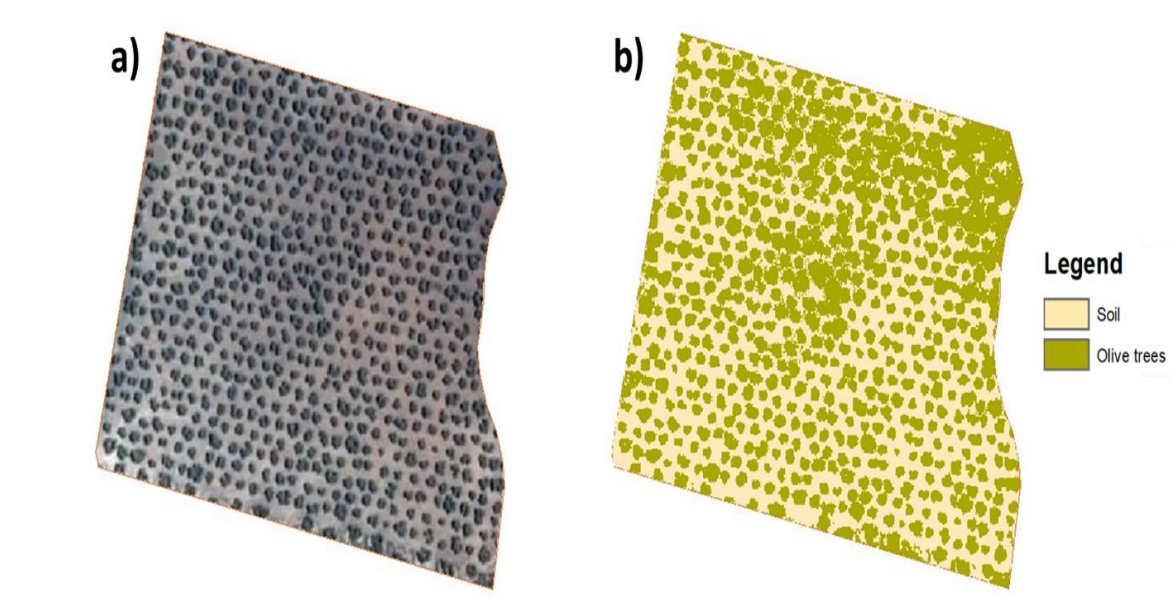


Figura 3.35. a) Imagen del satélite Pleiades (mayo 2016) de la parcela CH-CON. b) Imagen clasificada mediante el algoritmo Random Forest.

La capa vectorial de curvas de nivel obtenida a partir del MDE (*Contour level* de *Spatial Analyst*) se intersecta con las líneas de calle simplificadas mediante *Intersect* (*Analysis tool*) y el resultado se rasteriza (*Polyline to raster*, *Conversion tool*). Mediante sucesivas aplicaciones de *Raster calculator* sobre esta última capa, se obtienen los ángulos de las intersecciones, a partir de cuyos valores se obtiene una nueva capa ráster (*Create raster, Spatial Analyst*) [*True raster* for angles > 45º]. Mediante evaluación condicional (*Con, Conditional, Spatial Analyst*) [*Conditional raster* = Polyline to raster; *True raster* = True raster] se obtiene el mapa de ángulos de intersección entre líneas de calle y curvas, que se interpolan mediante Buffering (*Analysis tool*) para obtener el mapa de la Figura 3.37.

Finalmente, a partir de las pendientes medias en % de la parcela, obtenidas del MDE (*Spatial Analyst* → *Surface* → *Slope*) (Figura 3.38) se consulta la Tabla 3.6 y se obtiene el valor del factor P_C (Figura 3.39) siempre que el ángulo medio de laboreo de la Figura 3.37 < 45 º (en caso contrario, $P_C = 1$).

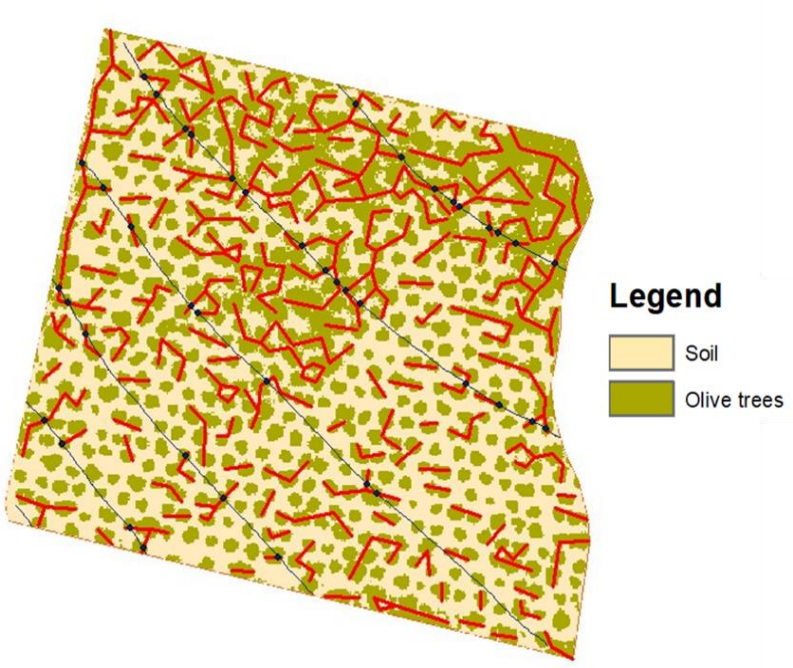


Figura 3.36. Imagen clasificada de la parcela CH-CONV, mostrando las líneas de canopy (rojo) y las curvas de nivel de la parcela (verde, equidistancia: 1 m). Los puntos muestran las intersecciones entre las curvas de nivel y las líneas de plantación de olivos.

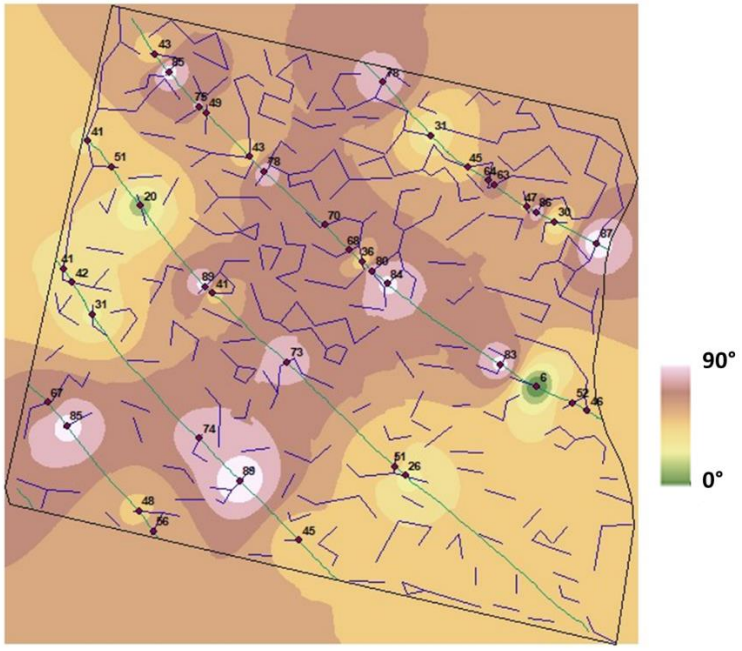


Figura 3.37. Mapa de orientación relativa en grados (º) entre líneas de canopy (violeta) y curvas de nivel (verde) en la parcela CH-CONV (ver Figuras 3.35 y 3.36), incluyendo los ángulos específicos de los puntos de intersección a partir de los que se obtiene el mapa de parcela por evaluación condicional e interpolación. El valor medio de orientación en la parcela determinará si el laboreo se realiza a favor de la pendiente (ángulo medio 0 - 45º), en cuyo caso PC = 1, o paralelo a las curvas de nivel (ángulo medio 45 - 90ºC), en cuyo caso habrá que consultar la Tabla 3.6 para obtener el subfactor P_C.

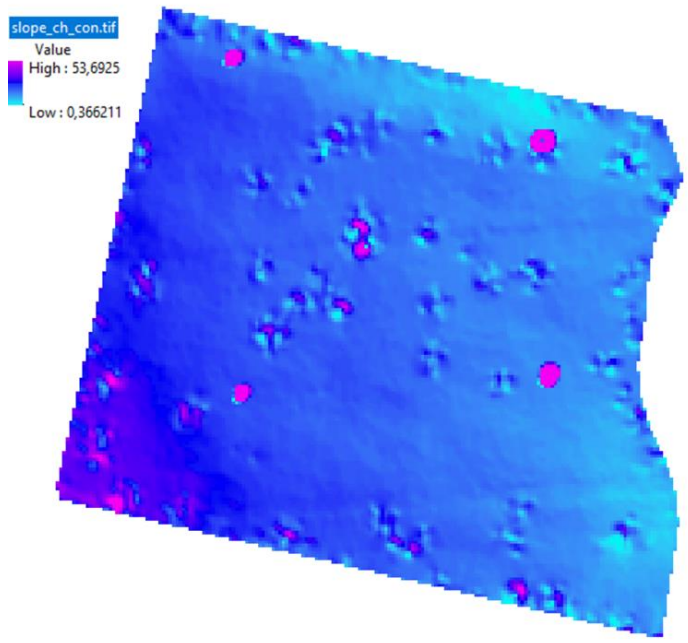


Figura 3.38. Mapa de pendiente (%) de la parcela CH-CONV. Si el laboreo promedio en la parcela se realiza a favor de las curvas de nivel (ver Figura 3.37), la pendiente media Tabla 3.6 nos permite calcular el valor definitivo del subfactor P_C de la parcela.

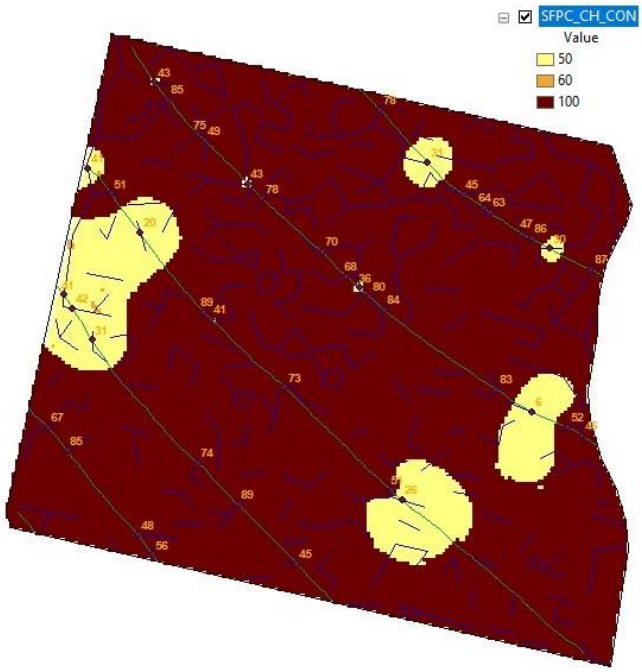


Figura 3.39. Mapa del factor P de la parcela CH-CONV, que coincide con el del factor P_C (tanto P_T como P_{SC} son 1, al no existir ni aterrazamiento ni cubierta vegetal). El valor medio de P en CH-CONV es de 0.70, debido a las zonas de "baja erosión" (amarillo) donde el marco de plantación favorece localmente un laboreo a favor de curvas de nivel (ángulos < 45º). En la leyenda, los valores del factor P se indican en porcentaje.

Tabla 3.6. Valores para el subfactor P_C (Panagos et al., 2015).

Slope (%)	P_C (Contouring sub-factor)
9 – 12	0.60
13 – 16	0.70
17 – 20	0.80
21 – 25	0.90
> 25	0.95

Subfactor P_{GM}. Este subfactor indica la cantidad de franjas de vegetación presentes en la parcela, no desde el punto de vista de la cobertura del suelo que ofrecen (esto ya se considera en el factor C), sino como parte de la resistencia al flujo hidráulico que producen en la ladera. Siguiendo a Panagos et al. (2015), se generan aleatoriamente una serie de transectos lineales, de 250 m de longitud, en dirección O-E, así como las líneas que siguen la cubierta vegetal en las calles de la parcela, contando el número de intersecciones medio de cada línea (Figura 3.40). A partir del promedio de intersecciones en la parcela para todos los transectos, se obtiene el subfactor P_{GM} comparando con la Tabla 3.7.

La secuencia de comandos empleada para la detección automática de las líneas de cubierta vegetal es similar al de líneas de olivo, aunque en este caso, la clase de la imagen clasificada que se tiene en cuenta es la cubierta vegetal en vez de los olivos: *Reclassify* (*Spatial Analyst*) [1 = vegetation cover, 0 = soil, olive trees] → *Boundary Clean* (*Spatial Analyst, Generalization*) [2 m buffer] → *Thin* (*Spatial Analyst, Generalization*) [2 m buffer to 1 pixel line] → *Int* (3 D analyst, raster math) + *Raster to polyline* (*Conversion tool*) → *Simplify line* (*Cartography tool*).

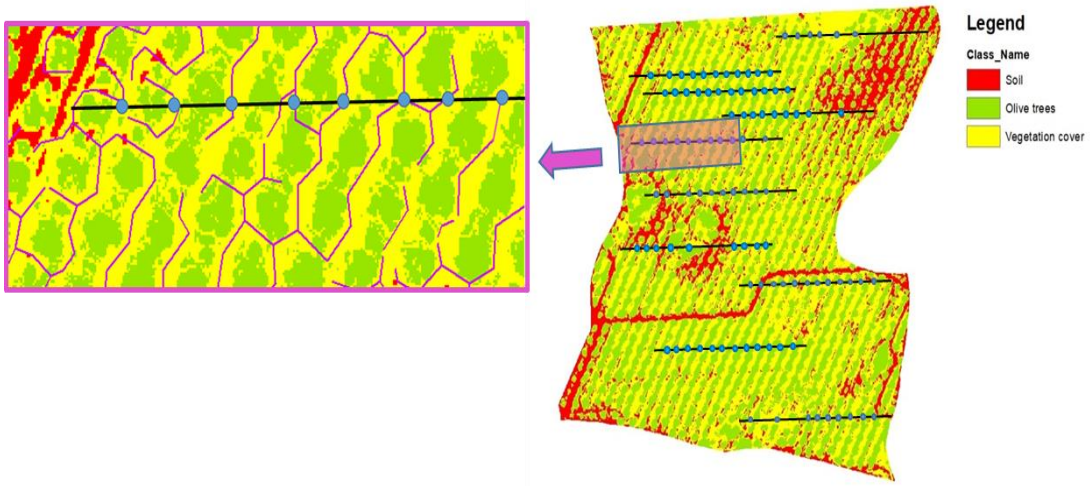


Figura 3.40. Imagen clasificada de la parcela IS-ECO, mostrando transectos aleatorios dirección O-E a partir de los que realizar el muestreo de calles con presencia de franjas de cubierta vegetal (*contour strips*). En el recuadro se pueden percibir los puntos azules, que indican la intersección entre la línea de transecto (negra) y la línea de vegetación (rosa), arrojando un valor medio para los 10 transectos de 9.4 contactos. Este valor, en la Tabla 3.7, arrojará un P_{GM} para la parcela de 0.660.

Los transectos se crean a partir de puntos generados aleatoriamente *Create Radom Points* (*Data Management tool*) → *Point to Line* (*Data Management tool*), que se unen con las líneas de vegetación → *Union* (*Analysis tool*) [Simplify line + Point to Line]. La capa de unión sirve de base para una nueva capa ráster (*Create raster*) que contenga el conteo de puntos de intersección entre los transectos y las líneas de vegetación (*Raster calculator*), obteniendo la capa final de P_{GM} por reclasificación (*Reclassify*) de esta última capa mediante los valores de la Tabla 3.7.

Tabla 3.7. Valores para los subfactores P_{CS} y P_T (Panagos et al., 2015).

Number of terrain features	P_{CS} (Contour Stripping sub-factor)	P_T (Terracing sub-factor)
0	1.000	1.000
1	0.853	0.707
2	0.789	0.577
3	0.750	0.500
4	0.724	0.448
5	0.704	0.408
6	0.689	0.378
7	0.677	0.354
8	0.667	0.334
> 8	0.660	0.317

Aplicando la fórmula indicada al principio de este apartado se obtendría la pérdida de suelo potencial en cada una de las parcelas, A, en toneladas por hectárea y año.

3.13.7 Carbono perdido por erosión

El carbono orgánico del suelo perdido por erosión se obtendrá multiplicando el porcentaje de carbono orgánico en el suelo a 30 cm, véase apartado *3.3.2.5 Análisis de carbono orgánico* por la pérdida potencial de suelo (A).

3.14 Emisión de CO_2 desde el suelo

3.14.1 Modelo RothC

RothC (Coleman y Jenkinson, 2014) es un modelo que permite predecir en una escala temporal que va de meses a cientos de años los cambios que se producen en la

cantidad de carbono orgánico y en sus distintas fracciones, así como la cantidad de CO_2 emitido por el suelo.

En el modelo de RothC, el carbono orgánico del suelo se divide en cuatro compartimentos activos y en materia orgánica inerte (IOM), que es resistente a la descomposición. Los cuatro compartimentos activos son: la parte del carbono de los restos de material vegetal, estiércol o alperujo compostado que se descompone fácilmente (DPM), la parte del carbono de estos restos que se descompone muy lentamente porque forma parte del compuesto de difícil degradación, como la lignina y polifenoles (RPM), el carbono que forma parte de la biomasa microbiana (BIO), y el carbono del suelo que forma parte de la materia orgánica humificada (HUM). Tanto el DPM como el RPM se descomponen por la acción de bacterias y hongos, produciendo CO_2 que se libera a la atmósfera y transformando parte del DPM y RPM en BIO y HUM. Las proporciones que van de un compartimento a otro o a CO_2 dependerá del contenido de arcilla, la cubierta vegetal, la temperatura y la humedad del suelo.

3.14.2 Entradas requeridas por el modelo RothC

3.14.2.1 Datos climáticos

La precipitación, evaporación y temperaturas mensuales de las distintas parcelas se determinaron a partir de la Red de Información Agroclimática de Andalucía (RIA). Se identificaron las estaciones meteorológicas más próximas a las parcelas de estudio, y se trabajó con promedios de los datos meteorológicos de los últimos veinte años (2001-2021).

El modelo requería la *open pan evaporation* (mm), por lo que la evapotranspiración potencial se dividió entre 0.75.

En aquellas parcelas donde había riego, se dividió la dotación de agua entre siete meses, ya que entre marzo y septiembre era cuando tenía lugar el riego, y la cantidad resultante fue sumada a la precipitación mensual de estos meses.

3.14.2.2 Profundidad de la capa de suelo muestreada, porcentaje de arcilla y grado de cobertura del suelo

La profundidad de la capa de suelo muestreada en todas las parcelas fue de 30 cm.

El porcentaje de arcilla de las distintas parcelas se determinó a partir del procedimiento de Bouyoucos y Mick, (1940) (véase apartado *3.3.2.3 Textura*).

En aquellas parcelas con presencia de cubierta vegetal o cubierta inerte de restos de poda se indicó en el modelo la opción de suelo cubierto, mientras que en aquellas parcelas en ausencia de esta, la opción fue de suelo desnudo.

3.14.2.3 Entradas mensuales de carbono orgánico en forma de residuos vegetales, alperujo o estiércol

La entrada de carbono al suelo se produjo principalmente durante los meses de abril (cubierta vegetal), febrero (triturado de restos de poda), noviembre o marzo (alperujo

compostado), o en los meses de febrero o marzo en función de la parcela y si había presencia de ganado, donde el aporte de carbono orgánico al suelo era continuo (estiércol). También se añadieron en el modelo las entradas de carbono orgánico debido a la caída de hojas, ramas, flores y frutos (véase apartado *3.9.2 Cantidad de material y carbono orgánico que cae anualmente de la copa de los olivos*), hojas y ramas caídas durante la recolección (véase apartado *3.10.2 Cantidad de hojas y ramas (< 2 cm) y carbono orgánico depositados en el suelo durante la recolección*), hojín de la almazara cuando este se aportó (véase apartado *3.11.2.1 Cantidad de peso seco y carbono orgánico en el hojín*) y otros fertilizantes orgánicos en aquellas parcelas donde se incorporase.

3.14.2.4 Tasas de descomposición de los restos añadidos y contenido inicial de carbono orgánico en el suelo

Para cada parcela se empleó un valor determinado de tasa de descomposición (DPM/RPM) que resultó del promedio ponderado del DPM/RMP para cada combinación de fuentes de carbono orgánico con sus DPM/RMP específicos. En el caso de la cubierta vegetal, restos de poda y alperujo, los DPM/RPM se obtuvieron a partir de una experiencia de laboratorio (véase apartado *3.15.3 Coeficiente isohúmico*). El DPM/RPM asignado a los distintos estiércoles fue de 0.5 (Jebari et al., 2021; Urbano-Terrón, 1992). El DPM/RPM de los restos de poda (0.15) se determinó asumiendo la contribución en peso seco de las hojas y leña, así como la cantidad de carbono orgánico de estos, y sus respectivos DPM/RPM obtenidos del experimento. Se procedió de igual forma para la determinación del DPM/RPM de la parte vegetativa, flor y fruto caídos de los olivos (0.11 en promedio para el marco de plantación tradicional e intensivo).

El valor de IOM se determinó a partir de la cantidad de carbono orgánico del suelo siguiendo la ecuación de Falloon et al. (1998) [26].

$$IOM = 0.049\ TOC^{1.139} \qquad [26]$$

Donde; IOM, materia orgánica inerte (t C/ha); TOC, carbono orgánico total (t C/ha).

3.14.3 Modelización de los distintos escenarios de cada parcela

Introducidas todas las variables requeridas, se procedió a correr el modelo en modo equilibrio para establecer el estado estacionario del carbono orgánico en el suelo, así como la cantidad de carbono de los cuatros compartimentos. Previamente, las entradas de carbono distribuidas en los distintos meses del año se calcularon corriendo el modelo en modo inverso ajustado a los datos medidos. Posteriormente, RothC se ejecutó en modo "corto plazo" incorporando el manejo, clima y el IOM de la parcela analizada, y se seleccionó el período de tiempo que se quería ensayar obteniéndose el escenario.

3.15 Emisión de CO_2 y tasas de descomposición de distintas fuentes de variación propias de olivar

3.15.1 Diseño experimental y metodología seguida (trampa alcalina)

Se seleccionaron tres fuentes de variación; 1) niveles de materia orgánica en el suelo, con dos niveles; altos y bajos 2) textura del suelo, con dos niveles; suelo franco-arenoso y suelo franco-arcilloso, y 3) distintas fuentes de carbono orgánico típicas en el olivar, con cinco niveles: restos de cubierta vegetal, hoja de olivo, alperujo compostado, leña de olivo molida (Tabla 3.8) y el control, sin adición alguna de carbono orgánico. El nivel de replicación fue de 3 réplicas independientes para cada intervalo de aproximadamente 2 meses. El número total de unidades experimentales fue de 180. Los suelos se tamizaron (< 2 mm) una vez secos al aire. Se pesaron 100 g de suelo en un recipiente de plástico cerrado herméticamente y se añadió las distintas fuentes de carbono orgánico típicas del olivar previamente molidas (restos de cubierta vegetal, hoja de olivo, alperujo compostado y leña de olivo molida), el correspondiente a 4 mg de C por gramo de suelo. Antes de añadir las fuentes de carbono orgánico, el suelo se preincubó durante 7 días. Una vez añadido el material, se añadió una cantidad de agua equivalente al 80 % de la capacidad de campo que se calculó a partir de la ecuación de Saxton y Rawls, (2006) y los recipientes se incubaron en oscuridad a 25 ^{o}C en un fitotrón ARALAB 600PHL-LED). Tras 3, 8, 15, 25, 35, 46, 57, 72, 86, 101 y 125 días de incubación, se midió la emisión de CO_2 utilizando el método de la trampa de NaOH (Anderson et al., (1982) (Figura 3.41). El método de la trampa alcalina consiste en introducir un vial con 10 ml de NaOH de una normalidad conocida en el interior de los recipientes que se cerraron herméticamente. Para evitar las condiciones de anaerobiosis, los frascos se abrían una vez entre cada medida. El CO_2 que se liberaba de la respiración de los microrganismos existentes en el suelo reaccionaba con el NaOH contenido en los viales formándose carbonato y gastando OH^-. La cantidad de OH^- que quedaban tras los distintos periodos de incubación se estimó a partir de la cantidad de H^+ necesario para neutralizar los OH^- en exceso. Finalmente, la cantidad de CO_2 producido se dividió por la cantidad de suelo equivalente seco para expresar los resultados en $\mu g\ C\text{-}CO_2\ g^{-1}$.

Figura 3.41. Montaje experimental y medida de emisión de CO_2 en la experiencia de descomposición del laboratorio.

Figura 3.41. Montaje experimental y medida de emisión de CO_2 en la experiencia de descomposición del laboratorio (continuación).

Tabla 3.8. Características de los suelos (I- IV) y fuentes de variación empleadas en el experimento.

	Textura (%)			C (%)	M.O. (%)	Tipo de material	C (%)	N (%)	C/N
	Arena	Limo	Arcilla						
I	80	10	10	1.64 ± 0.11	2.83 ± 0.19	Hoja olivo	47.64 ± 0.19	1.33 ± 0.07	35.98 ± 2.6
II	55	17.5	27.5	0.55 ± 0.05	0.94 ± 0.08	Leña	44.36 ± 0.48	0.85 ± 0.46	75.25 ± 1.82
III	40	35	40	1.62 ± 0.08	2.80 ± 0.13	Restos de CV	41.78 ± 0.69	1.02 ± 0.37	33.91 ± 1.07
IV	30	30	40	0.97 ± 0.006	1.68 ± 0.009	Alperujo	24.72 ± 0.26	1.77 ± 0.62	11.43 ± 0.54

I, Arenoso - Alta M.O.; II: Arenoso - Baja M.O.; III, Arcilloso - Alta M.O.; IV, Arcilloso - Baja M.O.

3.15.2 Determinación de nitrato y amonio

Pasados 37, 52, 73, 95 y 115 días de incubación, se tomaron 3.5 gramos de cada bote para determinar el nitrato y amonio. Esos 3.5 gramos se introdujeron en tubos falcon de 50 ml, se añadieron 35 ml de KCl 2 M y se agitó en posición horizontal durante una hora en un agitador de vaivén. Luego se centrifugó y se tomó una cantidad conocida del sobrenadante sobre el que se midió las concentraciones de nitrato y amonio (Figura 3.42). Para la determinación del nitrato se tomó 1ml del sobrenadante, 18.5 ml de agua destilada y 0.5 ml de cloruro de amonio concentrado. Una vez agitado, se hizo pasar la solución por una columna de cadmio cuperizado. Una vez recogidos 8 ml de la solución en una probeta, se descartó el contenido, y se volvió a abrir la llave de la columna y se recogió 10 ml (el resto de la solución). Una vez que se pasaron todas las muestras y patrones por la columna reductora, y en todos los tubos de ensayo había 10 ml de muestra, se añadió 1 ml de sulfanilamida y 1 ml de N-1-(naftil)-etilendiamina, se agitó con un agitador vórtex, se dejó reposar y se midió la absorbancia a 540 nm. Para la determinación del amonio se aplicó el método de Koroleff (Koroleff, 1969), por lo que se tomaron 1.5 ml del filtrado, 0.5 ml de EDTA, 1 ml de fenol, 2 ml de hipoclorito y 2.5 ml de agua destilada. Esta mezcla final se mantuvo en un baño a 40 °C durante 30 minutos. Se dejó enfriar y se midió la absorbancia a 636 nm.

Figura 3.42. Preparación de extractos y posterior determinación de la concentración de nitrato y amonio en el suelo.

3.15.3 Coeficiente isohúmico

Asumiendo los días transcurridos (125) y la emisión de CO_2 de estas fuentes de materia orgánica, se aplicó una ecuación doble exponencial de cuatro parámetros basada en el decaimiento exponencial según Molina et al. (1980) [27],

$$y = a\,(1 - e^{-bx}) + c\,(1 - e^{-dx}) \qquad [27]$$

Donde; *y*, es la emisión de CO_2 de las fuentes de materia orgánica añadidas a los distintos suelos (µg C-CO_2 g^{-1}) en los días muestreados, *a* y *c* representan el carbono orgánico lábil y recalcitrante, respectivamente, mientras que *b* y *d* representan las tasas

de descomposición correspondientes a la fracción lábil y recalcitrante; y *x*, es el tiempo (días).

Se asumió que el coeficiente isohúmico es la relación entre el carbono lábil y carbono refractario.

3.16 Descomposición de hojas y restos de poda del olivo en condiciones de campo

3.16.1 Diseño experimental y procesamiento en el laboratorio

Las tasas de descomposición del carbono orgánico de la biomasa de los restos de poda se estimaron en experiencias de descomposición *in situ* a través de la técnica "litter-bag" (Bocock y Gilbert, 1957). El diseño experimental consistió en 2 pares de parcelas de olivar en la provincia de Jaén. El manejo en uno de los olivares de cada par incluía el triturado de los restos de poda y la presencia de cubierta vegetal (CC-ECO/SP-ECO), mientras que en el otro olivar de cada par, la cubierta vegetal estaba ausente mediante su control a través de herbicidas combinado con laboreo superficial (CC-CONV/SP-CONV). Los olivares de cada par eran comparables en términos de pendiente, textura y clima. En cada una de las parcelas se instalaron 64 bolsas; 32 bolsas con hojas de olivo, donde 16 de ellas se enterraron en los primeros centímetros de suelo (aproximadamente a unos 8 cm) y 16 se colocaron sobre la superficie, y 32 bolsas con astillas-ramitas (16 enterradas y 16 superficiales) dentro de un cuadrado de 15 m^2 (Figura 3.43 y 3.44). Por tanto, las principales fuentes de variación fueron: i) prácticas de manejo, que a priori potencian la descomposición (presencia de cubierta vegetal versus ausencia de cubierta vegetal, ii) tipo de material en las litter bags (hojas versus astillas y ramitas), iii) localización en el suelo (enterradas versus superficial), y iv) estaciones del año (primavera, verano, otoño e invierno).

Para la preparación de las litter bags, se empleó el material pesado y secado durante una semana que se obtuvo de la poda. Se usaron 256 bolsas de 10 x 10 cm de fibra de vidrio. A 128 de las cuales se añadieron 8 g (peso seco) de astillas y ramitas, mientras que a las otras 128, se añadió 5 g (peso seco) de hojas de olivo, y se etiquetaron para poder identificarlas con cinta DYMO. Para evitar que se extraviasen en el campo, se unieron las bolsas con cuerda de nylon (Figura 3.45). El muestreo tuvo una duración de un año, y se recogieron las bolsas cada tres meses, que correspondía con las distintas estaciones del año, para así comprobar cómo influían las distintas estaciones en la tasa de descomposición. En cada muestreo y parcela se tomaron 4 bolsas de hojas enterradas y 4 superficiales, y lo mismo de astillas-ramitas (16 bolsas por parcela).

Tomadas las muestras se llevaron al laboratorio donde se procedió a su limpieza. Para ello se utilizaron tamices de 1 y 4 mm de luz de malla y un cepillo para quitar el exceso de tierra (Figura 3.46), se pesaron y se introdujeron en la estufa durante 4 días a 50 °C. Una vez secas, se pesaron y se trituraron con un molino de cuchillas. Una vez molidas las muestras, se determinó los contenidos en carbono y nitrógeno orgánico contenido en el material en un analizador elemental CNHS (Leco TruSpect Micro).

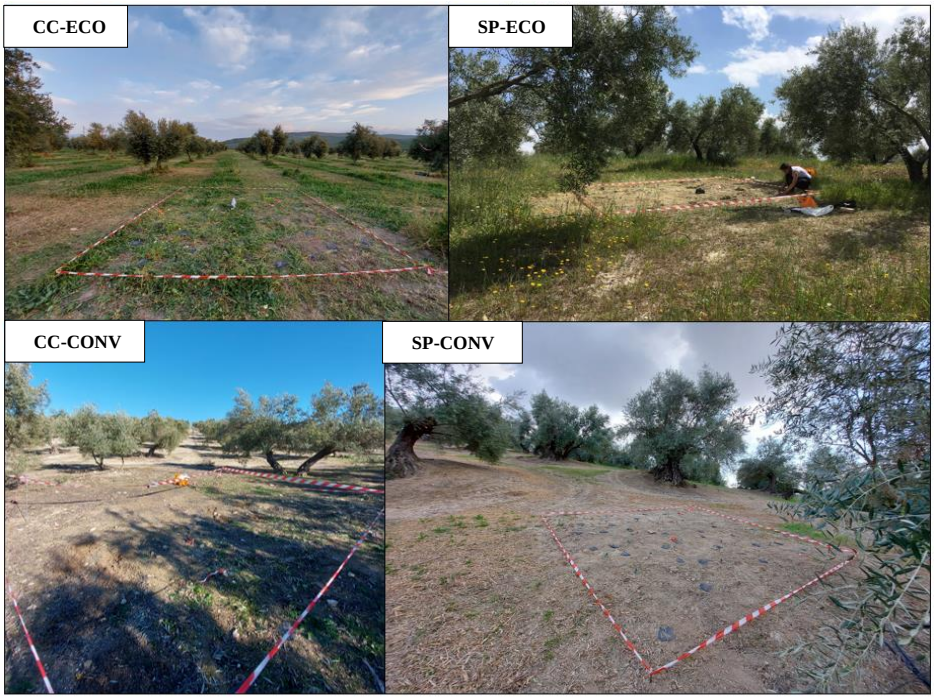


Figura 3.43. Imágenes de las parcelas en las que se limitó un cuadrado de 15 m^2 para llevar a cabo la experiencia de descomposición de hojas y ramitas del olivo en condiciones de campo.

Figura 3.44. Instalación de las litter bags de hojas y ramitas dentro del cuadrado de 15 m^2.

Figura 3.45. Preparación de las litter bags e identificación de las mismas.

Figura 3.46. Recogida de las litter bags en el campo, y posterior limpieza en el laboratorio.

3.16.2 Porcentaje de carbono y nitrógeno orgánico restante y tasa de descomposición mensual

Se determinó la cantidad de peso, carbono y nitrógeno que permanecía con respecto a la cantidad inicial añadida, para cada una de las estaciones y tras un año de incubación en el campo. La cantidad inicial se determinó a partir del peso seco del material añadido en cada una de las bolsas y los contenidos de carbono y nitrógeno orgánicos de dichos materiales.

Las tasas de descomposición se calcularon a partir de la disminución de las cantidades de carbono y nitrógeno orgánico a lo largo del tiempo (peso del material añadido en cada una de las bolsas por el contenido de carbono y nitrógeno orgánico de dichos materiales) respecto al inicial, y considerando los días transcurridos entre muestreo [28].

$$\text{Tasa}_{\text{descomposición}} = [(C_f - C_i)/t] \times 30 \qquad [28]$$

Donde; C_f es la cantidad de carbono orgánico en el muestreo (g); C_i es la cantidad de carbono orgánico en el material añadido en las bolsas (inicial) (g), y t, es el tiempo transcurrido entre muestreo (días). Al tratarse de una tasa de descomposición mensual se multiplica por 30 días.

3.17 Salida de carbono a través del fruto, hojín y leña

Aunque la cantidad de carbono que entra desde el CO_2 de la atmósfera y se acumula en forma de carbono orgánico en el fruto, el hojín y la leña, y que por tanto se consideraron dentro del apartado de entradas de carbono orgánico, estos son también una salida en el olivar. El procedimiento seguido para su estimación se encuentra en los apartados: *3.11 Cálculo de la cantidad de carbono orgánico en el fruto y en el hojín que acaban en la almazara* y *3.7 Restos de poda y leña*.

3.18 Salida de carbono por quema de los restos de poda y cogeneración

A partir de las entrevistas realizadas (véase apartado *3.2 Identificación cuantitativa-cualitativa de las parcelas; entrevistas semiestructuradas y cuestionario*), se registró el destino de los restos de poda en cada una de las fincas estudiadas. Cuando los restos de poda se quemaban en el campo o salían de la finca, el carbono contenido en los restos de poda se contabilizó como un flujo de salida de carbono. En la finca CC-ECO, los restos de poda eran triturados, pero no se incorporaban al suelo, sino que salían de la finca y se utilizaban para la generación de electricidad en una planta de cogeneración. En este caso, la cantidad de carbono orgánico por hectárea de los restos de poda generados en la parcela se consideraban tanto entrada como salida del olivar. Ahora bien, en aquellas parcelas donde se quemaban los restos de poda (JT-CONV, CC-CONV e IS-CONV), se estimó qué cantidad de carbono escapaba de la finca principalmente en forma de CO_2 y qué cantidad de carbono permanecía en la finca tras la incineración de los restos de poda en la ceniza y en pequeñas porciones de carbono vegetal. Teniendo en cuenta: i) la producción de restos de poda en peso seco por hectárea (véase apartado *3.7 Restos de poda y leña*) en estas tres fincas, ii) la fracción oxidada que se consideró 0.9 (Junta de Andalucía, 2009b), y iii) el porcentaje de restos de poda que se quemarían (78 %; Junta de Andalucía, 2009b), se estimó la cantidad de restos de poda quemados. La cantidad resultante se multiplicó por el contenido de carbono orgánico de los restos de poda (promedio; 45.9 % ± 0.17) determinado mediante analizador elemental CNHS (Leco TruSpect Micro).

3.19 Balance de carbono

El balance de carbono (BC) en el conjunto de la finca de olivar se calculó a partir de todas las entradas y salidas de carbono expuestas en los apartados anteriores (Anexo 8.2 A y B), siguiendo la ecuación [29]:

$$BC\ (t\ C\ ha^{-1}\ año^{-1}) = (C_{bio} + C_{cv} + C_{rp} + C_{leña} + C_{enm} + C_{hrf} + C_{hyr\text{-}recol} + C_{fruto\text{-}hojín}) - (C_{erosión} + C_{resp} + C_{fruto\text{-}hojín} + C_{leña} + C_{quema}) \quad [29]$$

Donde; C_{bio}, es la tasa anual de acumulación de carbono en las estructuras permanentes del árbol en cada hectárea; C_{cv}, es la tasa anual de acumulación de carbono tanto en la biomasa aérea como radicular de la cubierta vegetal; C_{rp}, es la tasa anual de acumulación de C en los restos de poda; $C_{leña}$, es la tasa anual de acumulación de C en la leña; C_{enm}, es la tasa anual de aplicación de C en forma de alperujo compostado, estiércol, otros fertilizantes orgánicos y hojín de almazara aplicado como enmienda; C_{hrf}, es la tasa anual de acumulación de C en hojas, ramas y frutos que se estimaron a partir de la tasa anual de caída de este material del olivo; $C_{hyr\text{-}recol}$, es la tasa anual de acumulación de C en las hojas y ramas caídas durante la recolección; $C_{fruto\text{-}hojín}$, es la tasa anual de acumulación de C en el fruto y en el hojín que se recoge durante la cosecha; $C_{erosión}$, es la tasa anual de pérdida de C por erosión del suelo; C_{resp}, es la tasa anual de emisión de C-CO_2 por respiración del suelo, y C_{quema}, es la tasa anual de pérdida de C con la quema o salida hacia la planta de cogeneración de los restos de poda.

El balance de carbono en las estructuras vivas del olivo ($BC_{árbol}$) es la tasa anual de acumulación de carbono en la estructura permanente de este.

El balance de carbono en el suelo (BC_{suelo}) se calculó como la diferencia entre el balance en la finca y el balance en el olivo [30]:

$$BC_{suelo} = BC - BC_{olivo} \qquad [30]$$

Cuando el resultado del balance de carbono en un compartimento dado; conjunto de la finca (BC), olivo ($BC_{árbol}$) o suelo (BC_{suelo}) es positivo, es decir las entradas son mayores que las salidas, indica que se gana carbono anualmente, mientras que si es negativo, es decir las salidas son mayores que las entradas, entonces pierde carbono anualmente.

Se asumió que las entradas anuales de carbono gestionadas fueron aquellas que el olivicultor puede manejar, e incluyen todas las indicadas anteriormente exceptuando: C_{bio}, C_{hrf} y $C_{fruto\text{-}hojín}$. No obstante, la parte correspondiente al hojín del último flujo, se considera como manejable por el propio olivicultor, ya que se puede aplicar en la propia finca como enmienda.

3.20 Emisiones de CO_2 eq en las fases de campo e industrial; estimación de las externalidades

Se entiende como externalidades a aquellas emisiones de CO_2 equivalente (CO_2 eq) derivadas de las actividades que se llevan a cabo en el olivar, y que suponen una contribución a las emisiones de gases de efecto invernadero. El dióxido de carbono equivalente (CO_2 eq), es una medida métrica utilizada para comparar las emisiones de varios gases de efecto invernadero sobre la base de su potencial de calentamiento global, convirtiendo cantidades de otros gases en la cantidad equivalente de dióxido de carbono con el mismo potencial de calentamiento global. Es decir, la masa de los gases emitidos es medida por su equivalencia en CO_2.

Para la cuantificación de las emisiones de CO_2 eq, se consideraron todas las actividades llevadas a cabo en el campo y en la fase industrial (producción de aceite de

oliva) y los principales inputs a nivel de finca. Para ello se trabajó con la información aportada por los olivicultores a través de entrevistas semiestructuradas y de un cuestionario correspondientes a la campaña 2020-21 (véase apartado *3.2 Identificación cuantitativa-cualitativa de las parcelas; entrevistas semiestructuradas y cuestionario*). Los datos aportados por los olivicultores fueron validados y contrastados por expertos en la temática y bibliografía existente (Aguilera et al., 2015a; Koch y Salou et al., 2015; Barranco Navero et al., 2017; Boto et al., 2005; Dalgaard et al., 2001; Lal, 2004; Nemecek y Kägi, 2007).

3.21 Inventario del ciclo de vida a nivel de campo; asunciones y limitaciones

Los procesos considerados en la fase de campo incluyen: i) irrigación, ii) manejo del suelo, iii) mantenimiento de la cubierta vegetal, iv) labores de poda, v) labores de fertilización y fitosanitarios, y vi) recolección (Anexo 8.3). En todos los procesos se tuvo en cuenta el consumo de combustible o electricidad, la producción y transporte de los mismos, las materias primas, fabricación, reparación y mantenimiento de la maquinaria y el apero empleado, así como el aceite lubricante y gomas. Los principios activos contenidos en los productos aplicados, así como la instalación del sistema de riego también se contemplaron. Sin embargo, no se tuvieron en cuenta los siguientes procesos:

- Fase de plantación del olivo, ya que los olivos de las fincas seleccionadas tenían más de 20 años (PEFCR) (Schau et al., 2016).
- Cambio de uso del suelo. De acuerdo con UNE-EN ISO 14067 (UNE, 2018) hay que tener en cuenta las directrices del IPCC, (2006) en el que se indicaba que las tierras sin cambios durante 20 años no necesitan ser tenidas en cuenta. Por lo tanto, el cambio de uso del suelo no se estimó, ya que el cultivo del olivo se podría considerar permanente, asumiendo que no se ha producido ningún cambio en los últimos años en un largo periodo de tiempo.
- Infraestructuras. No era lo común en las parcelas analizadas, pero en el caso que hubiese algún tipo de almacén o balsa, no fueron consideradas al igual que su consumo, ya que es insignificante desde la perspectiva del ciclo de vida del producto de aceite de oliva (Fernández-Lobato et al., 2021a; Pattara et al., 2016; Salomone, 2015).
- El transporte del personal a sus lugares de trabajo, ni las cargas de trabajo en la finca se incluyeron, puesto que fue imposible recopilar datos representativos (Rinaldi et al., 2014). El transporte de los residuos generados del uso de fertilizantes y fitosanitarios (envases) no se contabilizaron, ya que fue imposible recopilar datos representativos y su inclusión impondría problemas de asignación con un elevado nivel de incertidumbre.
- Trabajo humano. Las emisiones de CO_2 producidas por la respiración de los trabajadores no se cuantificó, ya que se consideran despreciables si se considera el estudio de Cai et al. (2018).
- El empleo de materiales auxiliares. Estos se refieren a aquellos empleados durante la recolección: varas, fardos y capazos. La emisión de CO_2 debido a su empleo se considera despreciable por lo que no se contabilizaron.

3.22 Consumo de combustible en las labores de campo

Existen distintas aproximaciones para la determinación del consumo de combustible, entre ellas, considerar un consumo medio de 0.2 litros/CVh para un tractor que realiza trabajos que exijan alrededor del 50 % de su potencia máxima (Barranco Navero et al., 2017) o 0.150 L/kWh (MARM, 2008[11]). En aquellas parcelas en las que el olivicultor no conocía el consumo de combustible, se estimó a partir de las ecuaciones [31] y [32] (Alonso y Guzmán, 2010) en función del tipo de combustible, potencia de la maquinaria y la relación de carga dependiendo de la labor realizada.

$$\text{Para diésel:} \quad FC = 0.35 \times P \times R \qquad [31]$$

$$\text{Para gasolina:} \quad FC = 0.305 \times P \qquad [32]$$

Donde; FC es el consumo de combustible (L/h); P es la potencia de la maquinaria en kW, y R es la relación de carga (%).

El consumo de combustible (L/h) resultante se multiplicó por el tiempo invertido en desarrollar la labor en una hectárea (h/ha), obteniéndose el consumo de combustible por hectárea (L/ha).

El valor de R varió en función de la labor realizada, y se tuvo en cuenta los datos propuestos por Aguilera et al. (2015a) (Tabla 3.9), aunque se establecieron consideraciones a partir de los mismos, dado a que estos datos no eran exclusivos del olivar . Por lo tanto, en aquellas labores donde no existía ningún valor de R, se le asignó el valor de relación de carga de tareas con las mismas características (ej. cultivador y conquilde, 66 %). En labores ligeras, como por ejemplo el desbroce o la aplicación de herbicidas mediante barra, se le asignó un valor de 31.25 %. Dicho valor resultaba de considerar tareas similares en términos de relación de carga, y excluyendo aquellas con un mayor R (cosecha, arado y preparación del suelo con cultivador). El valor indicado de R en el estudio de Aguilera et al. (2015a) para la labor de la cosecha (85 %), era propio de cosechadoras utilizadas en otro tipo de cultivos y no se podía extrapolar al caso del olivar. De ahí, que se optase por considerar una carga media respecto a ese valor (42.5 %).

Tabla 3.9. Valores de relación de carga (%) empleadas en las distintas labores de olivar, basados en Aguilera et al. (2015a).

Labores de olivar	R (%)
Manejo del suelo (cultivador/conquilde)	66
Ruleo	25
Desbrozado	31.25

[11] https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/informacion/MetodologiaCalculoCostes_tcm30-58577.pdf

Labores de olivar	R (%)
Aplicación herbicida con barra	31.25
Recogida de leña	31.25
Triturado de la poda	31.25
Aplicación insecticidas y fungicidas (atomizador)	25
Abonado (abonadora)	25
Remolque esparcidor/cuba purines/pala cargadora (cazo)	31.25
Cosecha (recolección)	42.5

3.23 Dióxido de carbono emitido por el uso de la maquinaria en las labores de campo

La emisión de CO_2 eq debido al uso de la maquinaria es atribuible a la producción y transporte de combustible, a la combustión y a la producción de materias primas, fabricación, reparación y mantenimiento de la maquinaria, además del aceite lubricante y neumáticos.

3.23.1 Producción y transporte de combustible

Las emisiones de CO_2 eq debidas a la producción y transporte de combustible (E_{PTcbs}) incluyen las emisiones fugitivas de CH_4 de la producción, producción (uso de energía), transporte de materias primas, refinación y procesamiento, y transporte de los productos refinados a la finca.

El cálculo para determinar la emisión de CO_2 eq debido a la producción y transporte de combustible (E_{PTcbs}) se determinó a partir de la siguiente ecuación [33]:

$$E_{PTcbs} = C_{cbs} \times E_{cbs} \times FE_{PTcbs} \times fr \times n \qquad [33]$$

Donde; C_{cbs} es el consumo de combustible (L/ha); E_{cbs} es la energía bruta del combustible empleado (MJ/L); FE_{PTcbs} es la emisión de CO_2 eq debido a la producción y transporte de combustible (Kg CO_2 eq/GJ); fr es la frecuencia de la actividad (nº veces/año), y n, es la maquinaria empleada en la labor (uds. utilizadas).

Los valores de energía bruta del combustible (E_{cbs}) empleado fueron 34.9 MJ/L para la gasolina y 38.5 MJ/L para el diésel (IEA, 2004). La emisión de CO_2 eq debido a la producción y transporte de combustible (FE_{PTcbs}) fue de 24.72 Kg CO_2eq/GJ para el diésel y 27.40 Kg CO_2eq/GJ para la gasolina (Aguilera et al., 2019).

3.23.2 Combustión

Las emisiones de CO_2 eq debidas a la combustión del combustible (E_{Ccbs}) como consecuencia del empleo de la maquinaria en las labores de campo se determinaron a partir de la ecuación que se muestra a continuación [34]:

$$E_{Ccbs} = C_{cbs} \times E_{cbs} \times FE_{Ccbs} \times fr \times n \qquad [34]$$

Donde; C_{cbs} es el consumo de combustible (L/ha); E_{cbs}, es la energía bruta del combustible empleado (MJ/L); FE_{Ccbs}, es la emisión de CO_2 eq debido a la combustión de combustible (Kg CO_2 eq/GJ); fr, es la frecuencia de la actividad (nº veces/año) y n, maquinaria empleada en la labor (uds. utilizadas).

Los valores de energía bruta del combustible (E_{cbs}) empleados fueron 34.9 MJ/L para la gasolina y 38.5 MJ/L para el diésel (IEA, 2004). La emisión de CO_2 eq debido a la combustión de combustible (FE_{PTcbs}) fue de 78.6 g CO_2eq/MJ para el diésel y 69.7 g CO_2 eq/MJ para la gasolina (Aguilera et al., 2019).

3.23.3 Materias primas, fabricación, reparación y mantenimiento de la maquinaria y aperos

Las emisiones de CO_2 eq debidas a las materias primas, fabricación, reparación y mantenimiento (E_{mfrm}) de la maquinaria y sus aperos se determinaron a partir de la ecuación siguiente [35]:

$$E_{mfrm} = [M_{Prim} + F_{abr} + (M_{ant} \times R_{ep})] \times [(Ps_{maq}/H_{útiles}) \times H_{labor}] \times FE_{mixEG} \times fr \times n \qquad [35]$$

Donde; M_{Prim}, son las materias primas (MJ/Kg); F_{abr}, es la fabricación (MJ/Kg); M_{ant}, es el mantenimiento (MJ/Kg); R_{ep}, es la reparación (%); Ps_{maq}, es el peso de la maquinaria (kg); $H_{útiles}$ son las horas útiles (h); H_{labor}, son las horas de labor (h/ha); FE_{mixEG}, es la emisión de CO_2 eq del mix energético global (kg CO_2/GJ); fr, es la frecuencia de la actividad (nº veces/año), y n, es la maquinaria empleada en la labor (uds. utilizadas).

Los datos básicos para el cálculo de energía de los parámetros M_{Prim}, F_{abr}, M_{ant}, R_{ep}, Ps_{maq} y $H_{útiles}$ que se emplearon fueron aquellos dados en el estudio de Guzmán y Alonso, (2008) en función de la potencia de la maquinaria o la labor llevada a cabo (Anexo 8.4). Para aquellas potencias donde no se facilitaban dichos valores, estos se obtuvieron por interpolación. Las emisiones debidas a las labores de amontonado del ramón, desvareto, así como los materiales auxiliares en la recolección: mantones, capazos y varas, no se consideraron, ya que la emisión de estas se consideraba despreciable. Por otro lado, se determinó los datos básicos para el cálculo de energía de los parámetros mencionados de un todoterreno, para ello se tuvo en cuenta distintos manuales de marcas

de todoterreno, considerando una potencia media de 200 CV y 2355 kg, y asumiendo los valores dados de materias primas, fabricación, reparación y mantenimiento para las distintas potencias de los tractores. Para el conquilde se le asignó los datos básicos de energía indicados para el cultivador porque es similar a este, diferenciándose sólo en el tipo y tamaño de las rejas empleadas. Lo mismo ocurrió para la desbrozadora de martillos; se le asignaron los valores de energía del triturador, puesto que los pesos y horas útiles eran equiparables (Guzmán y Alonso, 2008). El peso de los aperos y horas útiles del remolque esparcidor de estiércol y pala cargadora que se empleó fue el del estudio de Alonso y Guzmán, (2010). En las tareas de recolección, para estimar la energía de los parámetros citados, los ATV y buggies vibradores se consideraron como tractores, determinando el peso y las horas de vida útiles mediante interpolación y sus respectivas potencias. Los peines y sopladoras se consideraron equiparables a la vibradora de ramas, por lo que se le asignaron los mismos valores de peso y horas de vida útiles que los dados a la vibradora de ramas en Guzmán y Alonso, (2008). En el caso del cajón recoge-mantos, vibrador y vibrador más paraguas, se asignaron los siguientes pesos promedios; 505 Kg, 1194 Kg y 1304 Kg, respectivamente, teniendo en cuenta distintos manuales de maquinaria agrícola. Las horas de vida útiles que se le asignaron a estos aperos fue de 2100 horas, obtenidas a partir de las horas de vida útiles de labores similares en cuanto a potencia e intensidad de la labor (rotovator/abonadora/cultivador/grada de discos/gradas de púas/roller/triturador) dados en Guzmán y Alonso, (2008).

La emisión de CO_2 eq del mix energético global asignada fue de 69.2 kg CO_2 eq/GJ (Aguilera et al., 2019).

3.23.4 Aceite lubricante y gomas (neumáticos)

Las emisiones de CO_2 eq debidas al empleo de aceite lubricante y al mantenimiento de los neumáticos (E_{an}) se determinó a partir de la ecuación [36] que se muestra a continuación:

$$E_{an} = [(A_{lub} + M_{neum}) \times (Ps_{maq}/H_{útiles})] \times H_{labor} \times FE_{mixEG} \times fr \times n \quad [36]$$

Donde; A_{lub}, es el aceite lubricante (MJ/Kg); M_{neum}, es el mantenimiento de los neumáticos (MJ/Kg); Ps_{maq}, es el peso de la maquinaria (kg); $H_{útiles}$, son las horas útiles (h); H_{labor}, son las horas de labor (h/ha); FE_{mixEG}, es la emisión de CO_2 eq del mix energético global (kg CO_2/GJ); fr, es la frecuencia de la actividad (nº veces/año) y n, es la maquinaria empleada en la labor (uds. utilizadas).

Los parámetros A_{lub} y M_{neum} utilizados fueron; 25 y 17 MJ/Kg, respectivamente (Aguilera et al., 2019). Para Ps_{maq} y $H_{útiles}$ se emplearon aquellos datos que se consideraron previamente para el cálculo de las emisiones debidas a materias primas, fabricación, reparación y mantenimiento de la maquinaria (véase apartado *3.23.3 Materias primas, fabricación, reparación y mantenimiento de la maquinaria y aperos*). FEmixEG fue igual a 69.2 kg CO_2 eq/GJ (Aguilera et al., 2019).

3.23.5 Emisiones totales de dióxido de carbono por el uso de la maquinaria en las labores de campo

La emisión total de CO_2 eq emitido por el uso de la maquinaria ($E_TCO_{2\ uso\ maquinaria}$) y para cada una de las labores llevadas a cabo se determinó a partir de la ecuación [37]:

$$E_TCO_{2\ uso\ maquinaria}\ (Kg\ CO_2\ ha^{-1}\ año^{-1}) = E_{PTcbs} + E_{Ccbs} + E_{mfrm\ (maquinaria)} + E_{mfrm\ (apero)} + E_{an} \quad [37]$$

Donde; E_{PTcbs}, son las emisiones de CO_2 eq debidas a la producción y transporte de combustible; E_{Ccbs}, son las emisiones de CO_2 eq debidas a la combustión; $E_{mfrm\ (maquinaria)}$ y $E_{mfrm\ (apero)}$, son las emisiones de CO_2 eq debidas a las materias primas, fabricación, reparación y mantenimiento de la maquinaria y aperos; E_{an}, son las emisiones de CO_2 eq debido a aceite lubricante y gomas (neumáticos).

3.24 Dióxido de carbono emitido por la irrigación

Para la cuantificación de las emisiones de CO_2 eq debidas a la irrigación fue necesario conocer el sistema de riego implantado en la parcela y la dotación por hectárea. Debido a que el agua de riego suministrado en la parcela depende de las comunidades de regantes de la zona donde se encuentre la parcela, y dado el desconocimiento por parte del olivicultor de la potencia de la bomba, y por tanto, la dificultad de conocer el consumo eléctrico (C_e) para irrigar una hectárea durante un año, los KWh consumidos se calcularon asumiendo la dotación de agua de la parcela (m^3/ha) y el consumo de energía que supone el riego localizado; 0.18 KWh/m^3 (Corominas, 2010), el cual estaba presente en todas las parcelas de estudio en las que se irrigaba.

3.24.1 Instalación del sistema de riego

Debido al desconocimiento de tubería instalada en las distintas parcelas por parte de los olivicultores, se asumió una emisión (E_{sr}) de 84.9 Kg C eq ha^{-1} $año^{-1}$ para la instalación del sistema de riego localizado (Lal, 2004). Para convertir a CO_2 eq dicho valor, se multiplicó por la proporción entre el peso molecular del dióxido de carbono y el del carbono (44/12), resultando en 311.3 Kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$.

3.24.2 Emisiones directas e indirectas debido a la irrigación

Las emisiones directas debido a la irrigación (ED_{irrig}) de las parcelas se determinaron a partir del factor de emisión del mix eléctrico ($FEmix_{eléctrico}$) y el consumo eléctrico (C_e) para irrigar una hectárea durante un año (KWh ha^{-1} $año^{-1}$) [38]. Se utilizó un factor de emisión del mix eléctrico de la media nacional de 0.15 Kg CO_2 eq/KWh (CNMC, 2020[12]).

[12] https://gdo.cnmc.es/CNE/resumenGdo.do?anio=2020

$$ED_{irrig} = C_e \times FEmix_{eléctrico} \qquad [38]$$

Las emisiones indirectas (EI_{irrig}) asociadas a las pérdidas de electricidad en la red de transporte se calcularon a partir de la ecuación siguiente [39]:

$$EI_{irrig} = C_e \times C_p \times FEmix_{eléctrico} \qquad [39]$$

Donde; C_e, es el consumo eléctrico (KWh ha^{-1} $año^{-1}$); C_p; es el coeficiente de pérdidas, correspondiente a 13.81 % (Orden ITC/3801/2008), y $FEmix_{eléctrico}$, es el factor de emisión del mix eléctrico de la media nacional de 0.15 Kg CO_2 eq/KWh (CNMC, 2020).

3.24.3 Emisiones totales de dióxido de carbono emitido por la irrigación

La emisión total de CO_2 eq emitido por la irrigación ($E_TCO_{2\ irrigación}$) se determinó a partir de la ecuación [40]:

$$E_TCO_{2\ irrigación}\ (Kg\ CO_2\ ha^{-1}\ año^{-1}) = E_{sr} + ED_{irrig} + EI_{irrig} \qquad [40]$$

Donde; E_{sr}, son las emisiones de CO_2 eq debidas a la instalación del sistema de riego; ED_{irrig}, son las emisiones directas de CO_2 eq debidas a la irrigación, y EI_{irrig}, emisiones indirectas de CO_2 eq debidas a la producción y transporte de combustible para el bombeo del riego.

3.25 Dióxido de carbono emitido por uso de fertilizantes y fitosanitarios

Los fertilizantes aplicados en el campo se podían agrupar en orgánicos y minerales. Las emisiones de CO_2 eq debidas a la aplicación de fertilizantes incluyen las debidas a la fabricación, envasado, transporte y almacenamiento de estos, y las emisiones como consecuencia de su aplicación en el campo. Se utilizó esta misma aproximación para el caso de los fitosanitarios, que se agruparon en insecticida, fungicida y herbicida.

3.25.1 Fertilizantes orgánicos

Las emisiones de CO_2 durante la descomposición del carbono orgánico de los fertilizantes orgánicos (alperujo, estiércol y otros fertilizantes orgánicos) están incluidas en las emisiones resultantes de la respiración del suelo, ya que se tuvieron en cuenta a la hora de modelizar los escenarios con RothC. Sin embargo, este modelo no tiene en cuenta la emisión de óxido nitroso ($EN_2O_{fertilizantes\ orgánicos}$) durante la descomposición de estos.

Por lo tanto, la emisión de N_2O se estimó a partir de la cantidad en peso seco (Kg DW/ha) de los distintos fertilizantes orgánicos (C_{fert_org}) añadidos en las parcelas, su contenido de nitrógeno (C_N) (véase apartado *3.8.3 Cantidad de carbono orgánico presente en el alperujo, estiércol y otros fertilizantes orgánicos*) y el factor de emisión de N_2O (FE). Posteriormente, fue necesario la aplicación del factor 44/28 para su conversión a kg de N_2O. Las emisiones de N_2O se convirtieron a valores CO_2 eq, teniendo en cuenta que 1 kg N_2O equivale a 81.3 kg C eq (Ceschia et al., 2010)[13] [41].

$$EN_2O_{fertilizantes\ orgánicos} = C_{fert_org} \times C_N \times FE \times (44/28) \times 298.1 \qquad [41]$$

El factor de emisión de N_2O se determinó a partir de los valores dados por Lesschen et al. (2011) teniendo en cuenta el tipo de suelo (arenoso y arcilloso), bajo condiciones de tierra arable y considerando estiércol sólido de ganado y otros estiércoles (Tabla 3.10). De esta forma, se obtuvo un valor promedio del factor de emisión de N_2O, el cual se multiplicó por el factor de ajuste por precipitación (0.83) [42], resultando en el factor final de emisión de N_2O (0.26).

Tabla 3.10. Factores de emisión de N_2O empleados en función del tipo del suelo, condiciones de tierra arable y el tipo de estiércol (fertilizantes orgánicos).

	ARENOSO	**ARCILLOSO**	**FE N_2O**	**FE ajustado por P**	**FE N_2O final**
	Tierra arable				
Estiércol sólido de ganado	0.25	0.38	0.32	0.26	0.26
Otros estiércoles	0.25	0.38	0.32	0.26	

$$fp = 0.00253 \times P - 0.894 \qquad [42]$$

Donde; fp es el factor de ajuste por precipitación y P la precipitación media anual en mm. El valor de P utilizado fue de 330 mm, que es el promedio de precipitaciones del conjunto de parcelas que completaron la entrevista semiestructurada y el cuestionario.

3.25.2 Fertilizantes minerales

Para estimar el CO_2 eq emitido al aplicar fertilizantes químicos de síntesis se tuvo en cuenta la cantidad añadida en una hectárea en cada una de las parcelas, la concentración de N, P y K de estos. Las emisiones de CO_2 equivalente debido a la fabricación, envasado, transporte y almacenamiento de los fertilizantes minerales ($E_{fertilizantes\ minerales}$) se calcularon mediante la cantidad de N, P y K (C_{NPK}) (Kg ha^{-1} $año^{-1}$), sus respectivos factores de emisión (FE_{NPK}) (Kg C eq/kg): 1.25 (N), 0.42 (P) y 0.15 (K) (Ceschia et al.,

[13] El impacto de 1 kilogramo de N_2O sobre el calentamiento de la atmósfera es casi 298.1 veces el de 1 kilogramo de dióxido de carbono (EPA, https://espanol.epa.gov/la-energia-y-el-medioambiente/emisiones-de-oxido-nitroso).

2010) y por la proporción entre el peso molecular del dióxido de carbono y el del carbono (44/12) [43].

$$E_{fertilizantes\ minerales} = C_{NPK} \times FE_{NPK} \times (44/12) \qquad [43]$$

Las emisiones de N_2O debido al uso de fertilizantes minerales ($EN_2O_{fertilizantes\ minerales}$) se calcularon de igual forma que en los fertilizantes orgánicos, salvo que en este caso ya se disponía de la cantidad de nitrógeno (Kg ha^{-1} $año^{-1}$), y que variaba el factor final de emisión de N_2O (0.47), teniendo en cuenta el tipo de suelo (arenoso y arcilloso), bajo condiciones de tierra arable y considerando fertilizante a base de nitrato y de amonio (Tabla 3.11).

Tabla 3.11. Factores de emisión de N_2O empleados en función del tipo del suelo, condiciones de tierra arable y el tipo de estiércol (fertilizantes minerales).

	ARENOSO	**ARCILLOSO**	**FE N_2O**	**FE ajustado por P**	**FE N_2O final**
	Tierra arable				
Fertilizante a base de nitrato	0.5	0.75	0.63	0.52	0.47
Fertilizante a base de amonio	0.4	0.6	0.5	0.42	

3.25.3 Fitosanitarios

Las emisiones de CO_2 eq debido la fabricación, envasado, transporte y almacenamiento de fitosanitarios se calcularon aplicando un factor de emisión promedio en función del tipo de fitosanitario (insecticida, fungicida y herbicida), dada la dificultad de encontrar factores de emisión específicos para la sustancia activa presente.

Se tuvo en cuenta las cantidades de insecticida, fungicida y herbicida que se añadía en una hectárea en cada una de las parcelas, y la concentración del principio activo de todos ellos en función de la marca del producto. Las emisiones de CO_2 eq debido a la fabricación, envasado, transporte y almacenamiento de los fitosanitarios ($E_{fitosanitarios}$) se calcularon mediante la cantidad de insecticida, fungicida y herbicida (C_{IFH}) (Kg ha^{-1} $año^{-1}$), sus respectivos factores de emisión (FE_{IFH}) (Kg C eq/kg): 4.73 (insecticida), 2.25 (fungicida) y 3.92 (herbicida) (Ceschia et al., 2010) y por la proporción entre el peso molecular del dióxido de carbono y el del carbono (44/12) [44].

$$E_{fitosanitarios} = C_{IFH} \times FE_{IFH} \times (44/12) \qquad [44]$$

3.25.4 Transporte de los fertilizantes y fitosanitarios; desde el lugar de compra a la parcela

El transporte de los fertilizantes orgánicos (estiércol, alperujo, otros fertilizantes y hoja de almazara), fertilizantes minerales y fitosanitarios, se estimó teniendo en cuenta

la distancia del lugar de compra hasta la parcela (Google Maps). También fue necesario conocer la cantidad de producto transportado, la capacidad de remolque y la potencia del tractor. Es importante señalar que estas emisiones se incrementarían si se considerara la capacidad de los envases de los productos, pero debido a la falta de información, se optó por considerar exclusivamente como cantidad de producto transportado, a aquel que se iba a emplear en el campo. El porte al día (ida y vuelta) se determinó a partir de la relación cantidad de producto transportado (kg/ha) y la capacidad del remolque (kg). Se asignó una capacidad de remolque de 750 kg para el transporte de los fertilizantes minerales y fitosanitarios, ya que la mayoría de olivicultores encuestados transportaban estos productos con todoterreno y con esta capacidad de remolque. La distancia recorrida para una hectárea se calculó mediante el valor obtenido de porte al día multiplicado por la distancia del lugar de compra a la parcela, mientras que el tiempo invertido en dicho transporte se estimó considerando el tiempo empleado en recorrer la distancia a una velocidad de 25 Km/h, que es la velocidad máxima estipulada en el transporte por carretera de los tractores (DGT). Conocido el tiempo necesario para el transporte de estos productos, la potencia de la maquinaria y la capacidad del remolque, así como su consumo, se calcularon las emisiones de CO_2 eq tal y como se indica en el apartado *3.23 Dióxido de carbono emitido por el uso de la maquinaria en las labores de campo*. El consumo de combustible en el caso del transporte se calculó teniendo en cuenta la distancia recorrida para una hectárea producida multiplicado por 0.45 L/ha, valor promedio obtenido teniendo en cuenta los trabajos de desplazamiento y transporte del tractor con un consumo medio en función de la potencia y la carga transportada, y si se encuentra vacío (0.37 L/ha) o cargado (0.52 L/ha) (Boto et al., 2005).

3.25.5 Labores fertilización-fitosanitarios

Además de las emisiones de CO_2 debido a la fabricación, envasado, transporte y almacenamiento de estos productos, se consideró las emisiones debidas a su aplicación en el campo ($E_{labores\ fert\text{-}fito}$). La maquinaria empleada para la aplicación de estos productos fueron el atomizador, abonadora, remolque esparcidor, pala cargadora y colocación de trampas de la mosca (cuba con pistola). Las emisiones de CO_2 equivalente debido al uso de esta maquinaria se calcularon tal y como se indica en el apartado *3.23 Dióxido de carbono emitido por el uso de la maquinaria en las labores de campo*. En aquellas parcelas donde no se disponía de datos sobre el consumo de combustible, se estimó tal y como se describe en el apartado *3.22 Consumo de combustible en las labores de campo*, mientras que el tiempo de la tarea en aquellas parcelas sin dato se obtuvo mediante el promedio del tiempo invertido en estas labores en parcelas en las que se disponía de esta información.

3.25.6 Emisiones totales de dióxido de carbono emitido por fertilizantes y fitosanitarios

La emisión total de dióxido de carbono emitido por fertilizantes y fitosanitarios ($E_TCO_{2\ fertilizantes\text{-}fitosanitarios}$) se determinó a partir de la ecuación [45]:

$$E_TCO_{2\ fertilizantes\text{-}fitosanitarios}\ (Kg\ CO_2\ eq\ ha^{-1}\ año^{-1}) = E_{fertilizantes\ minerales} + E_{fitosanitarios} + EN_2O_{fertilizantes\ orgánicos} + EN_2O_{fertilizantes\ minerales} + E_{transp\text{-}Forg} + E_{transp\text{-}Fito} + E_{labores\ fert\text{-}fito} \quad [45]$$

Donde; $E_{fertilizantes\ minerales}$, son las emisiones de CO_2 eq debido a la fabricación, envasado, transporte y almacenamiento de los fertilizantes minerales; $E_{fitosanitarios}$, son las emisiones de CO_2 eq debido a la fabricación, envasado, transporte y almacenamiento de los fertilizantes minerales; $EN_2O_{fertilizantes\ orgánicos}$, son las emisiones de óxido nitroso debido al uso de fertilizantes orgánicos (Kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$); $EN_2O_{fertilizantes\ minerales}$, son las emisiones de óxido nitroso debido al uso de fertilizantes minerales (Kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$); $E_{transp\text{-}Forg}$, son las emisiones de CO_2 eq debido al transporte de fertilizantes orgánicos; $E_{transp\text{-}Miner/Fito}$, son las emisiones de CO_2 eq debido al transporte de fertilizantes minerales y fitosanitarios, y $E_{labores\ fert\text{-}fito}$, son la emisiones de CO_2 eq debidas a las labores de fertilización-fitosanitarios.

3.26 Dióxido de carbono emitido en las labores de manejo del suelo

La maquinaria empleada para la preparación del suelo (manejo del suelo) se agrupaba en grada de discos, cultivador, grada de púas, roller y conquilde. Las emisiones de CO_2 eq debido al uso de esta maquinaria se calcularon tal y como se indica en el apartado *3.23 Dióxido de carbono emitido por el uso de la maquinaria en las labores de campo*, y para cada una de las tareas indicadas [46]. En aquellas parcelas donde no se disponía de datos sobre el consumo de combustible, se estimó como se detalla en el apartado *3.22 Consumo de combustible en las labores de campo*.

$$E_TCO_{2\ manejo\ del\ suelo}\ (Kg\ CO_2\ ha^{-1}\ año^{-1}) = E_{discos} + E_{cultivador} + E_{púas} + E_{roller} + E_{conquilde} \quad [46]$$

Donde; $E_TCO_{2\ manejo\ del\ suelo}$, son las emisiones totales de CO_2 eq debido al manejo del suelo; E_{discos}, son las emisiones de CO_2 eq debido a la grada de discos; $E_{cultivador}$, son las emisiones de CO_2 eq debido al uso del cultivador; $E_{púas}$, son las emisiones de CO_2 eq debido al uso de la grada de púas; E_{roller}, son las emisiones de CO_2 eq debido al uso del roller, y $E_{conquilde}$ son las emisiones de CO_2 eq debido al uso del conquilde para la preparación del suelo.

3.27 Dióxido de carbono emitido en el mantenimiento de la cubierta vegetal

La maquinaria empleada para el control de la cubierta vegetal se agrupaba en: desbroce con tractor (desbrozadora de martillos/cadenas), desbroce manual bajo copa (desbrozadora manual) y aplicación de herbicida mediante barra. Las emisiones de CO_2 eq debido al uso de esta maquinaria se calcularon tal y como se indica en el apartado *3.23 Dióxido de carbono emitido por el uso de la maquinaria en las labores de campo* y para cada una de las tareas indicadas [47]. En aquellas parcelas donde no se disponía de datos sobre el consumo de combustible, se estimó como se encuentra explicado en el apartado *3.22 Consumo de combustible en las labores de campo*.

$$E_TCO_{2\ mantenimiento\ de\ la\ CV}\ (Kg\ CO_2\ ha^{-1}\ año^{-1}) = E_{desbroce\text{-}tractor} + E_{desbroce\text{-}manual} + E_{herbicida} \quad [47]$$

Donde; E_TCO_2 $_{\text{mantenimiento de la CV}}$, son las emisiones totales de CO_2 eq debido al mantenimiento de la cubierta vegetal; $E_{\text{desbroce-tractor}}$, son emisiones de CO_2 eq debido al desbroce mediante tractor (desbrozadora de martillos/cadenas); $E_{\text{desbroce-manual}}$, son las emisiones de CO_2 eq debido al desbroce manual de la cubierta vegetal bajo copa; $E_{\text{herbicida}}$, son las emisiones de CO_2 eq debido a la aplicación de herbicida mediante barra para el control de la cubierta vegetal.

3.28 Dióxido de carbono emitido en las labores de poda

Las labores de poda incluyen la poda propiamente dicha mediante motosierras, el amontonado del ramón, la recogida de la leña mediante tractor o todoterreno acoplado a un remolque, el triturado de la poda ligera, el desvareto y el transporte de la leña. No se contabilizaron las emisiones de CO_2 eq debido al amontonado del ramón y al desvareto, puesto que se tratan de labores que no requieren maquinaria, sino que se trata del trabajo realizado por la propia persona. En el caso del desvareto, se emplean hachas, y se consideró que las emisiones derivadas de esta actividad eran despreciables, ya que el peso medio de estas es de 850 g y en las parcelas se empleaba de una a dos unidades. En aquellas parcelas donde no se disponía de datos sobre el consumo de combustible, se estimó como se detalló en el apartado *3.23 Consumo de combustible en las labores de campo*, y se usó el promedio del tiempo invertido en dicha tarea en parcelas con información en aquellas parcelas en las que no se disponía de datos. Sin embargo, para la recogida de la leña se consideró un tiempo de 1.5 horas/ha para tres personas; dos recogiendo palos y un tercero conduciendo el remolque (comunicación personal: Daniel Pérez Mohedano). En los casos donde las motosierras eran eléctricas se tuvo en cuenta el número de baterías consumidas por hectárea para el cálculo del consumo. Las emisiones debidas al uso de la maquinaria se determinaron a partir del consumo de electricidad, el factor de emisión del mix eléctrico de la media nacional de 0.15 Kg CO_2 eq/KWh (CNMC, 2020), la frecuencia y el número de maquinaria. Las emisiones indirectas asociadas a las pérdidas de electricidad en la red de transporte se calcularon a partir del consumo de electricidad, el factor de emisión del mix eléctrico y el coeficiente de pérdidas; 13.81 % (Orden ITC/3801/2008).

El olivicultor es el que suele encargarse de la recogida de la poda y su posterior transporte, aunque también hay empresas que pueden encargarse del mismo, pero dependerá del tamaño de la explotación. La leña suele ser utilizada como combustible en las casas, cortijos o se regala a particulares o se llevan a un punto para ser vendida. Debido a la variabilidad de destinos posibles, y dado a que en la mayoría de parcelas de estudio la leña era empleada para consumo propio en las casas o cortijos, o bien se las regalaba a los vecinos, se optó por considerar la misma maquinaria; tractor o todoterreno, así como la capacidad del remolque empleado en la labor de recogida de la poda en el transporte de la misma para contabilizar de algún modo las emisiones de CO_2 equivalente. Por lo tanto, la distancia recorrida para el transporte de la leña fue la que había desde la parcela al municipio más cercano. La cantidad de leña transportada considerada fue la leña que se midió en campo en peso húmedo. En dos de las parcelas en las que ese año no se produjo leña (CH-ECO y PA-ECO), se le asignó el valor promedio de las horas invertidas en la labor, número de personas y horas de trabajo humano del conjunto de parcelas con dato, ya que lo frecuente es que se genere leña, aunque esta sea una cantidad mínima.

El procedimiento seguido para determinar las emisiones de CO_2 eq como consecuencia del transporte de leña se llevó a cabo de la misma forma que se expuso en el apartado *3.25.4 Transporte de los fertilizantes y fitosanitarios; desde el lugar de compra a la parcela*.

Las emisiones de CO_2 eq debido al uso de esta maquinaria (motosierras, recogida de la leña mediante tractor o todoterreno acoplado a un remolque, triturado de la poda ligera y transporte de la leña) se calcularon tal y como se indicó en el apartado *3.23 Dióxido de carbono emitido por el uso de la maquinaria en las labores de campo*, para cada una de las actividades [48]:

$$E_TCO_{2\ \text{labores de poda}}\ (\text{Kg}\ CO_2\ \text{ha}^{-1}\ \text{año}^{-1}) = E_{\text{motosierras}} + E_{\text{triturado poda}} + E_{\text{transp-leña}} \qquad [48]$$

Donde; $E_TCO_{2\ \text{labores de poda}}$, es la emisión total de CO_2 eq debido a las labores de poda; $E_{\text{motosierras}}$, es la emisión de CO_2 eq debido al uso de motosierras; $E_{\text{triturado poda}}$, es la emisión de CO_2 eq debido al triturado de la poda; $E_{\text{transp-leña}}$, es la emisión de CO_2 eq debido al transporte de la leña.

3.29 Dióxido de carbono emitido en la recolección

La maquinaria empleada consta de un tractor principal y de un tractor auxiliar. El tractor principal suele ir acoplado a un vibrador de tronco o vibrador más paraguas, mientras que al auxiliar se le acoplaba un remolque con pluma o un cajón recogemantos. En otros casos, para recoger la aceituna se empleaban buggies que ya tenían incorporado el vibrador o vibradores manuales de ramas, peines y sopladoras, y en algunas parcelas se empleaban también el ATV para tirar de los fardos. Dentro de la recolección se incluyó el transporte de las aceitunas a la almazara. El procedimiento seguido para determinar las emisiones de CO_2 eq como consecuencia de este transporte de aceitunas se llevó a cabo de la misma forma que se expone en el apartado *3.25.4 Transporte de los fertilizantes y fitosanitarios; desde el lugar de compra a la parcela*. En este caso la distancia recorrida era de la parcela a la almazara correspondiente, y la cantidad transportada fue la cantidad de aceitunas producidas por hectárea.

Las emisiones de CO_2 eq debido al uso de esta maquinaria se calcularon tal y como se indica en el apartado *3.23 Dióxido de carbono emitido por el uso de la maquinaria en las labores de campo*. El consumo de combustible se estimó según el apartado *3.22 Consumo de combustible en las labores de campo*. No obstante, se consideró como tiempo trabajado la mitad de las horas invertidas cuando se emplea el tractor auxiliar. Es decir, si la recolección tiene una duración de dos horas por hectárea, el tiempo invertido por el tractor auxiliar será de una hora, ya que este no está continuamente trabajando como es el caso del tractor principal que va vibrando continuamente los olivos. A la hora de determinar las emisiones de CO_2 eq debido a las materias primas, fabricación, reparación y mantenimiento de la maquinaria y aperos, así como el aceite lubricante y mantenimiento de neumáticos (tractor auxiliar/remolque más pluma o cajón recogemantos), se tuvo en cuenta esa reducción a la mitad del tiempo.

La emisión de CO_2 eq debido a los materiales auxiliares empleados durante la recolección tales como varas, fardos y capazos no se contabilizaron puesto que se consideraban despreciables.

La emisión de CO_2 eq final de la recolección será la suma de todas las emisiones de CO_2 eq producida por cada una de la maquinaria empleada [49], que se calcularon como se indica en el apartado *3.23.5 Emisiones totales de dióxido de carbono por el uso de la maquinaria en las labores de campo*.

$$E_TCO_{2\ \text{recolección}}\ (\text{Kg}\ CO_2\ \text{ha}^{-1}\ \text{año}^{-1}) = E_{\text{tractor principal}} + E_{\text{tractor auxiliar}} + E_{\text{buggy vibrador}} + E_{ATV} + E_{\text{vibradora ramas}} + E_{\text{peine}} + E_{\text{sopladoras}} + E_{\text{vibrador tronco}} + E_{\text{cajón recogemantos}} + E_{\text{remolque-pluma}} + E_{\text{transp aceituna}}$$

[49]

Donde; $E_TCO_{2\ \text{recolección}}$, es la emisión total de CO_2 eq debido a la recolección; $E_{\text{tractor principal}}$, es la emisión de CO_2 eq debido al uso del tractor principal; $E_{\text{tractor auxiliar}}$, es la emisión de CO_2 eq debido al uso del tractor auxiliar; $E_{\text{buggy vibrador}}$, es la emisión de CO_2 eq debido al uso del buggy vibrador; E_{ATV}, es la emisión de CO_2 eq debido al ATV; $E_{\text{vibradora ramas}}$, es la emisión de CO_2 eq debido al uso de vibrador manual de ramas; E_{peine}, es la emisión de CO_2 eq debido al uso de peines; $E_{\text{sopladoras}}$, es la emisión de CO_2 eq debido al uso de sopladoras; $E_{\text{vibrador tronco}}$, es la emisión de CO_2 eq debido al uso del apero vibrador de troncos; $E_{\text{cajón recogemantos}}$, es la emisión de CO_2 eq debido al uso del apero cajón recogemantos; $E_{\text{remolque-pluma}}$, es la emisión de CO_2 eq debido al uso del remolque-pluma, y; $E_{\text{transp aceituna}}$, es la emisión de CO_2 eq debido al transporte de la aceituna de la parcela a la almazara.

3.30 Emisiones totales debido a las externalidades

Las emisiones totales de CO_2 equivalente debido a las externalidades ($E_TCO_{2\ \text{externalidades}}$) se determinaron con la siguiente ecuación [50]:

$$E_TCO_{2\ \text{externalidades}}\ (\text{Kg}\ CO_2\ \text{ha}^{-1}\ \text{año}^{-1}) = E_TCO_{2\ \text{irrigación}} + E_TCO_{2\ \text{fertilizantes-fitosanitarios}} + E_TCO_{2\ \text{manejo del suelo}} + E_TCO_{2\ \text{mantenimiento de la CV}} + E_TCO_{2\ \text{labores de poda}} + E_TCO_{2\ \text{recolección}}$$

[50]

Donde; $E_TCO_{2\ \text{irrigación}}$, es la emisión total de CO_2 eq debido a la irrigación; $E_TCO_{2\ \text{fertilizantes-fitosanitarios}}$, es la emisión total de CO_2 eq debido a fertilizantes y fitosanitarios; $E_TCO_{2\ \text{manejo del suelo}}$, es la emisión total de CO_2 eq debido al manejo del suelo; $E_TCO_{2\ \text{mantenimiento de la CV}}$, es la emisión total de CO_2 eq debido al mantenimiento de la cubierta vegetal; $E_TCO_{2\ \text{labores de poda}}$, es la emisión total de CO_2 eq debido a las labores de poda, y $E_TCO_{2\ \text{recolección,}}$ es la emisión total de CO_2 eq debido a la recolección.

3.31 Cálculo de la huella de carbono en la almazara

El cálculo de la huella de carbono en la fase industrial de extracción del aceite de oliva se realizó en distintas almazaras. Estas se seleccionaron en base a su cercanía a las distintas parcelas de estudio y en función de la cantidad de aceituna procesada. La obtención de la información cuantitativa y cualitativa se determinó a partir de entrevistas semiestructuradas que fueron llevadas a cabo durante 2021 y 2022, pero con información referida a la campaña 2020-2021. La información que se solicitó se enfocaba en el proceso de extracción del aceite, sin considerar procesos a posteriori, como es el envasado y transporte del aceite de oliva envasado hasta el consumidor. Los principales elementos que se tuvieron en cuenta se detallan en la Tabla 3.12.

Tabla 3.12. Principales elementos e insumos que se tuvieron en cuenta en el cálculo de la huella de carbono en la fase industrial.

Proceso de extracción de aceite	**Unidades**
Superficie de edificación	m^2
Cantidad total aceituna procesada	kg
Combustible; diésel	L
Combustible; hueso de aceituna	kg
Electricidad	kWh
Agua	m^3
Productos de mantenimiento	kg
Grasas y aceite lubricante	kg
Filtros de celulosa	kg
Aceite (Virgen/Extra Virgen/Lampante)	L

3.32 Inventario del ciclo de vida en la fase de extracción del aceite; asunciones y limitaciones

Los procesos considerados en esta fase incluyen: i) el lavado de aceitunas una vez llegan a la almazara; ii) la molienda y el batido en los que las aceitunas se transforman en una pasta, y posteriormente, iii) centrifugación en la que el aceite se separa de la pasta de aceitunas. La centrifugación se realiza en un decantador bifásico que requiere un alto consumo de energía y un uso adicional de agua y calor. De este proceso, además de aceite se obtiene orujo húmedo u orujo crudo, también denominado alperujo. El destino del alperujo suele ser la orujera, y se asumió que la emisión de CO_2 eq por cada litro de aceite producido con este destino es de 0.41 kg CO_2 eq/L (Fernández-Lobato et al., (2021a), e incluye el transporte a la orujera, el secado y la extracción química del orujo.

No se consideraron las emisiones debidas a las materias primas, fabricación, reparación y mantenimiento de la maquinaria debido a la dificultad de recopilar datos. Tampoco se tuvieron en cuenta los cartuchos de tinta empleados en la oficina, así como las tierras diatomeas, enzimas y aditivos, puesto que no en todas las almazaras se utilizaban, y las cantidades eran despreciables en comparación a la cantidad de fibra de celulosa empleada. No obstante, las emisiones de CO_2 eq debidas a estos elementos e insumos son despreciables (< 5 % del total de las emisiones; Lázuli Fernández Lobato, comunicación personal).

3.33 Dióxido de carbono emitido por la superficie de edificación

Las emisiones de CO_2 eq debida a la superficie de edificación ($ETCO_{2\ edificación}$) (kg CO_2 eq) se calcularon teniendo en cuenta la superficie (m^2) de las distintas almazaras, dividido por su vida útil (50 años) y el factor de emisión (kg CO_2 eq/m^2). No se tuvo en cuenta la ejecución de obra para la construcción de la nave.

El factor de emisión (kg CO_2 eq/m^2) se calculó teniendo en cuenta la cantidad de materiales necesarios para la construcción de una nave tipo, incluyendo el acero de la estructura metálica, el hormigón de la cimentación y solera, así como el cerramiento exterior mediante placas prefabricadas de hormigón para muros y una cubierta ejecutada con una solución en acero galvanizado (Argüelles Álvarez, 1978). La cantidad de materiales empleados en la construcción de la nave se multiplicó por sus respectivos factores (MAPAMA, 2017); 310.8 kg CO_2 eq/m^3 y 1400 kg CO_2 eq/t para el hormigón HA-25 y acero empleados, respectivamente. La emisión de CO_2 eq obtenida se dividió por la superficie construida (m^2), obteniéndose una aproximación de 174.14 Kg de CO_2 eq por cada metro cuadrado construido.

3.34 Dióxido de carbono emitido por el uso de combustible: diésel y hueso de aceituna

Las emisiones de CO_2 equivalente debidas a la producción y transporte del diésel ($ETCO_{2\ diésel}$), así como aquellas resultantes de la combustión del combustible como consecuencia del empleo de la maquinaria, se calcularon tal y como se indica en el apartado *3.23 Dióxido de carbono emitido por el uso de la maquinaria en las labores de campo*, pero sin considerar la frecuencia de la actividad y unidades utilizadas (maquinaria empleada en la labor).

Las emisiones de CO_2 debidas a la combustión del hueso de aceituna ($ETCO_{2\ hueso}$) se determinaron a partir de la cantidad de hueso, el contenido de carbono orgánico del mismo (50.14 %, véase apartado *3.11.1.2 Cantidad de carbono orgánico en las aceitunas*) y se multiplicó por la proporción entre el peso molecular del dióxido de carbono y el del carbono (44/12).

3.35 Dióxido de carbono emitido por el consumo de electricidad

Las emisiones directas e indirectas debidas al consumo de electricidad ($ETCO_{2\ electricidad}$) y a las pérdidas en la red de transporte se determinaron como se indica en el apartado *3.24.2 Emisiones directas e indirectas debido a la irrigación*.

3.36 Dióxido de carbono emitido por el consumo de agua

Las emisiones debidas al consumo de agua ($ETCO_{2\ agua}$) se calcularon teniendo en cuenta el volumen de agua (m^3) multiplicado por el factor de emisión para dicho consumo. Se tuvo en cuenta el factor de emisión del mix eléctrico de la media nacional

de 0.15 Kg CO_2 eq/KWh (CNMC, 2020), el consumo energético de cada m^3 de agua depurado (0.6 kWh/m^3) y potabilizado (0.7 kWh/m^3) (Mateos y Rodríguez, 2012), obteniéndose un valor de 0.195 Kg CO_2/m^3.

3.37 Dióxido de carbono emitido por el uso de consumibles

Se entiende por consumibles a todas las materias primas que se utilizan en la almazara, y que tiene una vida útil inferior a un año. Dentro de este apartado se engloba los productos de mantenimiento de la instalación, el aceite lubricante y la fibra de celulosa.

Como se ha mencionado anteriormente, las tierras diatomeas, enzimas y aditivos no se consideraron porque las cantidades utilizadas fueron bajas o muy bajas.

Las emisiones de CO_2 eq debidas a estos consumibles ($ETCO_{2\ consumibles}$) se determinaron a partir de la cantidad de la materia prima por su factor de emisión. El factor de emisión correspondiente a los productos de mantenimiento se determinó mediante el promedio de los factores de emisión de los productos considerados; jabón líquido, papel higiénico, lejía, detergente en polvo, detergente líquido, potenciador de detergente y limpiador de WC (Observatorio CO_2). El factor de emisión resultante para los distintos productos de mantenimiento fue de 1.65 kg CO_2 eq/kg de producto. El factor de emisión asignado a la fibra de celulosa fue de 3 kg CO_2 eq/kg (Observatorio CO_2[14]), mientras que para el aceite lubricante fue de 2.67 kg CO_2 eq/L (ADEME, 2011).

3.38 Transporte de consumibles a la almazara

Las emisiones de CO_2 eq debidas al transporte de los consumibles ($ETCO_{2\ transporte}$) a la almazara se determinaron como se indica en el apartado *3.25.4 Transporte de los fertilizantes y fitosanitarios; desde el lugar de compra a la parcela*. La cantidad transportada fue la suma de todas las materias primas y se consideró que fueron transportadas por un tractor de 110 CV, con un remolque de 5.5 t de capacidad, y una distancia de 100 km, que es la distancia genérica hasta puntos de venta regionales (Nemecek y Kägi, 2007)

3.39 Emisiones de dióxido de carbono totales debido a la fase industrial de extracción de aceite

Las emisiones totales de CO_2 equivalente debido a la fase de extracción del aceite de oliva ($ETCO_{2\ fase\ extracción\ aceite}$) se calcularon con la siguiente ecuación [51]:

$$ETCO_{2\ fase\ extracción\ aceite}\ (Kg\ CO_2/año) = ETCO_{2\ edificación} + ETCO_{2\ diésel} + ETCO_{2\ hueso} + ETCO_{2\ electricidad} + ETCO_{2\ agua} + ETCO_{2\ consumibles} + ETCO_{2\ transporte} \quad [51]$$

[14] https://huellaco2.org/ciclo-vida.php

Donde; $ETCO_{2\ edificación}$, es la emisión de CO_2 eq debidas a la superficie de edificación; $ETCO_{2\ diésel}$, es la emisión de CO_2 eq debidas al consumo de diésel; $ETCO_{2\ hueso}$, es la emisión de CO_2 eq debidas al consumo de hueso de aceituna; $ETCO_{2\ electricidad}$, es la emisión de CO_2 eq debidas al consumo de electricidad; $ETCO_{2\ agua}$, es la emisión de CO_2 eq debidas al consumo de agua; $ETCO_{2\ consumibles}$, es la emisión de CO_2 eq debidas al empleo de consumibles, y $ETCO_{2\ transporte}$, es la emisión de CO_2 eq debidas al transporte de consumibles.

3.40 Emisiones totales de la fase industrial

Las emisiones totales de CO_2 equivalente debido a la fase industrial, son aquellas de considerar la fase de extracción de aceite ($ETCO_{2\ fase\ extracción\ aceite}$) y las emisiones debidas al destino del alperujo, principal subproducto del proceso industrial. Se le asignó un valor promedio de 0.41 kg CO_2 eq/L de aceite proporcionado por Fernández-Lobato et al. (2021a), y que incluye el transporte a la orujera, el secado y la extracción química del orujo.

3.41 La huella de carbono

3.41.1 Unidad funcional y límite del sistema

La huella de carbono podría resumirse en un principio como la representación del volumen total de gases de efecto invernadero, y que por tanto se podría entender como un análisis de ciclo de vida limitado a aquellas emisiones con repercusión sobre el cambio climático (Proietti et al., 2014).

La norma UNE-EN ISO 14067 (UNE, 2018) establece que *"las emisiones y remociones de GEI derivadas de fuentes y sumideros de carbono fósil y biogénico se deben incluir en la huella de carbono de un producto y se deben documentar por separado como resultado neto"*. Por lo tanto, es muy importante que en el cálculo de la huella de carbono se tenga en cuenta tanto las fuentes emisoras de CO_2 como los sumideros de CO_2. Sin embargo, muy pocos estudios consideran los sumideros de CO_2 en el olivar cuando se realiza el cálculo de la huella de carbono.

En estudios previos de análisis del ciclo de vida (ACV), la unidad funcional suele ser el litro de aceite de oliva (Pattara et al., 2016; Proietti et al., 2017; Rinaldi et al., 2014; Tsarouhas et al., 2015), aunque también hay otros que utilizan como unidad funcional la hectárea (Proietti et al., 2016; Proietti et al., 2014), los kilos de aceite de oliva (El Hanandeh y Gharaibeh, 2016; Fernández-Lobato, et al., 2021a; Fernández-Lobato et al., 2021b) o las toneladas de aceituna (Pattara et al., 2017; Romero-Gámez et al., 2017). La unidad funcional en este estudio ha sido la hectárea (ha), los kilos de aceituna producidos (kg aceitunas) y los litros de aceite de oliva (virgen, virgen extra y lampante) producidos en la almazara sin envasar.

El alcance del estudio coincide con un ACV "de la cuna a la puerta" siguiendo las declaraciones contenidas en Product Environmental Footprint Category Rules for Olive Oil (PEFCR) (Schau et al., 2016), y que se basa en una evaluación del ciclo de vida parcial de un producto desde la extracción de recursos hasta la puerta de la fábrica. Por lo tanto,

en este estudio se analizaron todos los flujos producidos tanto en la fase de campo como en la industrial, considerando en esta última la extracción del aceite de toda la cantidad de aceituna procesada en la almazara. La fase correspondiente a la orujera, que incluye el transporte de la almazara hasta este punto, la extracción del orujo y secado, no se calculó, pero sí se tuvo en cuenta a través de la asignación del valor dado para dicha fase en el estudio de Fernández-Lobato, et al. (2021a). No se incluyó el envasado del aceite ni las emisiones debidas a las distintas actividades de distribución, consumo y tratamiento de eliminación del producto una vez que finaliza su vida útil, ya que se encuentra fuera del alcance de la aproximación "de la cuna a la puerta".

3.41.2 Cálculo de la huella de carbono

Una vez determinado el balance de carbono y las emisiones de CO_2 debidas a las externalidades a nivel de campo, se hizo dos distinciones compuestas de tres escenarios cada una. En primer lugar, sólo se consideraron las emisiones de CO_2 debidas a esas externalidades (impacto en el cambio climático - *climate change impact*); es decir, la cantidad CO_2 eq se emite por hectárea, por kilo de aceituna producida o por litro de aceite de oliva producido durante las distintas labores de campo. Cuando se expresó por litro de aceite de oliva, a las emisiones de CO_2 eq en la fase de campo se le sumó las emisiones de la fase industrial (extracción de aceite y fase de orujera) teniendo en cuenta el rendimiento medio (litros de aceite de oliva producido por kilo de aceituna).

En el segundo escenario se consideraron las emisiones de CO_2 eq debidas a las externalidades (impacto en el cambio climático), así como el balance de carbono. Es decir, se tuvo en cuenta las entradas y salidas de carbono de las fincas. Las entradas corresponden al CO_2 absorbido (estructuras permanentes del olivo, cubierta vegetal, restos de poda, leña, hojas, ramas y frutos caídos del olivo a lo largo del año, así como aquellas caídas durante la recolección, y el fruto y hojín) y las entradas de carbono de fuera de la finca (alperujo, estiércol y otros fertilizantes orgánicos), mientras que las salidas corresponden al carbono orgánico que sale de la finca (erosión, fruto y hojín, leña y restos de poda que son quemados o vendidos para cogeneración) y respiración del suelo. Una vez que las emisiones de CO_2 correspondientes a las externalidades estaban convertidas en sus respectivas unidades, el siguiente paso fue convertir el balance de carbono (kg C ha^{-1} $año^{-1}$) a dióxido de carbono (kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$), multiplicando por la proporción entre el peso molecular del dióxido de carbono y el del carbono (44/12), y convertirlo en las distintas unidades funcionales: kg CO_2 por hectárea y año, kg CO_2 por kilo de aceitunas y por litro de aceite de oliva. Por lo tanto, la huella de carbono (HC) asumiendo las emisiones debidas a las externalidades y el CO_2 neto absorbido (ganancia neta de CO_2 en la finca) y emitido (pérdida neta de CO_2 hacia la atmósfera) en campo, se calculó a partir de la siguiente ecuación [52]:

$$HC = \underbrace{-\,\text{Entradas} + \text{Salidas}}_{\text{Balance de carbono}} + \text{Externalidades (impacto en el cambio climático)} \quad [52]$$

Donde el signo negativo indica secuestro neto de carbono en forma de CO_2 (sumidero), mientras que signo positivo indica emisión neta de CO_2 hacia la atmósfera (fuente). Una huella de carbono negativa indica que las emisiones netas de CO_2 eq son negativas, es decir que se han eliminado más GEI de la atmósfera de los que se han emitido a lo largo del ciclo de vida considerado.

3.42 Análisis estadístico

La existencia o no de diferencias significativas entre las distintas variables con respecto a los factores analizados se evaluaron a partir de los test paramétricos t-student y ANOVA en función del número de niveles (2 y más de dos niveles, respectivamente), siempre y cuando cumplían las hipótesis necesarias para la aplicación de dichos test (normalidad, homogeneidad de las varianzas, aleatoriedad e independencia). Se empleó el test de Shapiro-Wilk o Kolmogorov-Smirnov para comprobar si los datos seguían una distribución normal. Que se emplease uno u otro dependía del tamaño de muestra, por lo que si los grados de libertad eran superiores a 50 se utilizaba el test de Kolmogorov-Smirnov. Se comprobó homogeneidad de las varianzas usando la prueba de Levene. Cuando no se cumplían las asunciones de normalidad, se optó por emplear los test no paramétricos; U de Mann-Whitney (2 niveles) y test de Kruskal Wallis (más de dos niveles). Se empleó ANOVA de una vía, cuando sólo se contaba con un factor, y multifactorial, cuando se analizaban dos o más factores.

Una vez aplicados los test paramétricos o no paramétricos, también se aplicaron pruebas de comparaciones múltiples (post-hoc) para comparar entre medias de los distintos niveles, y así identificar aquellos grupos para los que las diferencias eran significativas. El método que se empleó fue el de la diferencia menos significativa de Fisher. En aquellos casos donde no se cumplía la hipótesis de la homogeneidad de las varianzas se optó por el método de Games-Howell.

La correlación entre variables se analizó siguiendo la prueba de correlación de Pearson.

RESULTADOS

4 RESULTADOS

4.1 Propiedades físico-químicas del suelo de los olivares

4.1.1 Contenidos de carbono y materia orgánica en el suelo

El porcentaje promedio de carbono orgánico para el conjunto de parcelas del estudio fue 1.13 ± 0.47 %. Los valores promedio para el conjunto de parcelas con un manejo más (ECO) y menos sostenible (CONV) fueron de 1.33 ± 0.47 % y 0.94 ± 0.39 %, respectivamente, y la diferencia entre ambos conjuntos de fincas fue significativa (p = 0.039) (Figura 4.1). En promedio, el porcentaje de carbono orgánico del suelo en aquellas parcelas ECO fue un 41 % superior que la media resultante en las parcelas CONV. No obstante, hubo un efecto significativo de la zona en las diferencias entre ECO y CONV. Así, mientras que las diferencias en los contenidos promedios de las fincas ECO (1.45 %) y CONV (0.66 %) de Andalucía oriental fueron muy significativas (p = 0.000), no fueron significativamente distintos en las de Andalucía occidental; 1.16 % y 1.22 % en las fincas ECO y CONV, respectivamente.

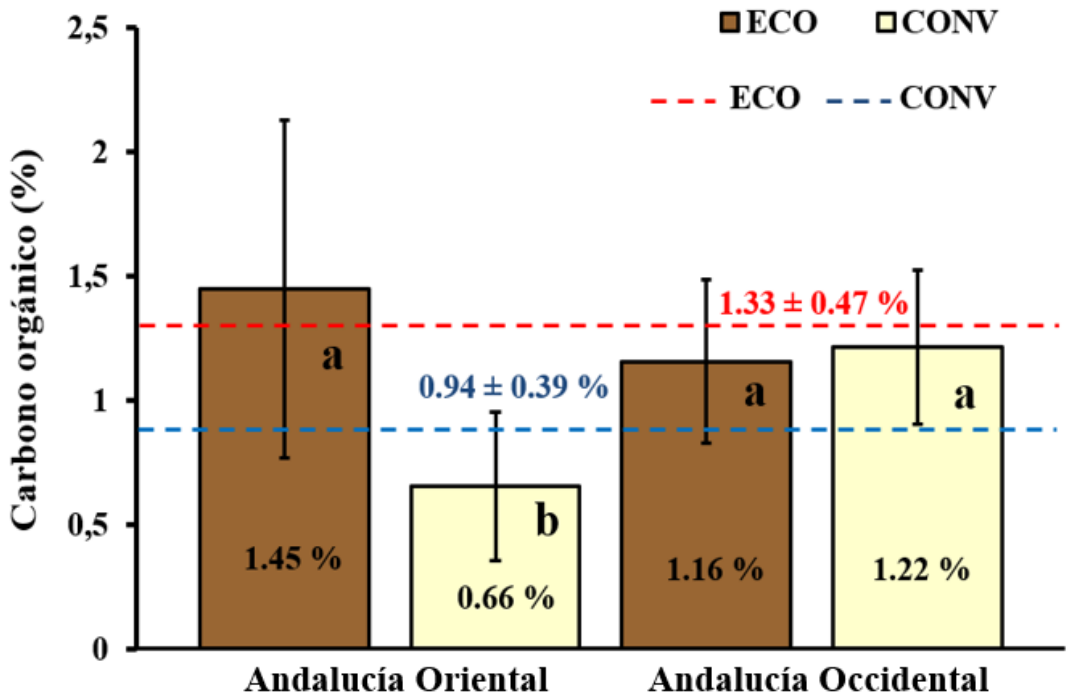


Figura 4.1. Contenido promedio de carbono orgánico en el suelo (%, 0-30 cm) en las fincas ECO y CONV de Andalucía oriental y Andalucía occidental. Las barras representan la desviación típica. La línea discontinua azul y roja denota los valores promedios para el conjunto de las fincas ECO y CONV, respectivamente. Distintas letras expresan diferencias significativas debida al manejo para cada área de estudio.

El suelo de la finca DEI-ECO fue la que presentó mayor porcentaje de carbono orgánico (2.32 %) y CC-CONV (0.29 %) la que menos. Cuando se comparaban por pares

las parcelas ECO con respecto a las CONV, las diferencias no fueron significativas en 7 de los 12 pares, especialmente en las parcelas de Andalucía Occidental, e incluso en otras el contenido de carbono orgánico del suelo en las parcelas CONV fue superior a aquellas en las que se llevaban a cabo manejos más sostenibles (ECO) (MR-CONV y GA-CONV), pero sin existir diferencias significativas. En las fincas de Andalucía Oriental hubo una mayor variabilidad en el contenido de carbono orgánico en el suelo y fue donde se encontraron los mayores y menores valores de carbono orgánico en el suelo. En Andalucía occidental, la variabilidad fue menor y los mayores y menores valores se obtuvieron en MR-CONV (1.58 %) y CR-CONV (0.82 %), respectivamente (Figura 4.2).

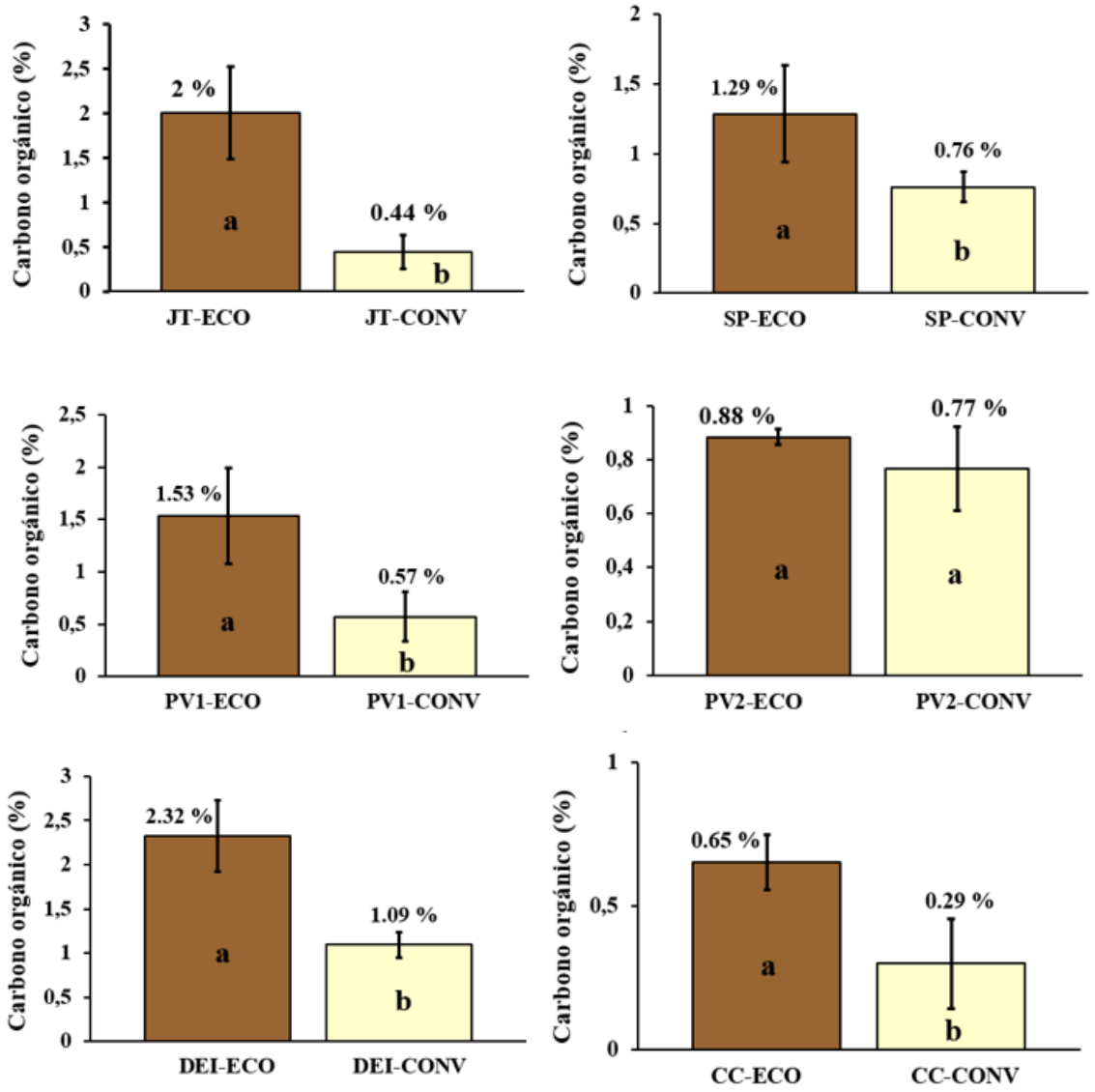


Figura 4.2. Contenidos de carbono orgánico en el suelo (%) para los olivares ECO y CONV de cada par de fincas. Las barras denotan la desviación típica. Distintas letras expresan diferencias significativas debido al manejo. Nótese los distintos rangos de carbono orgánico (%) en cada par de fincas.

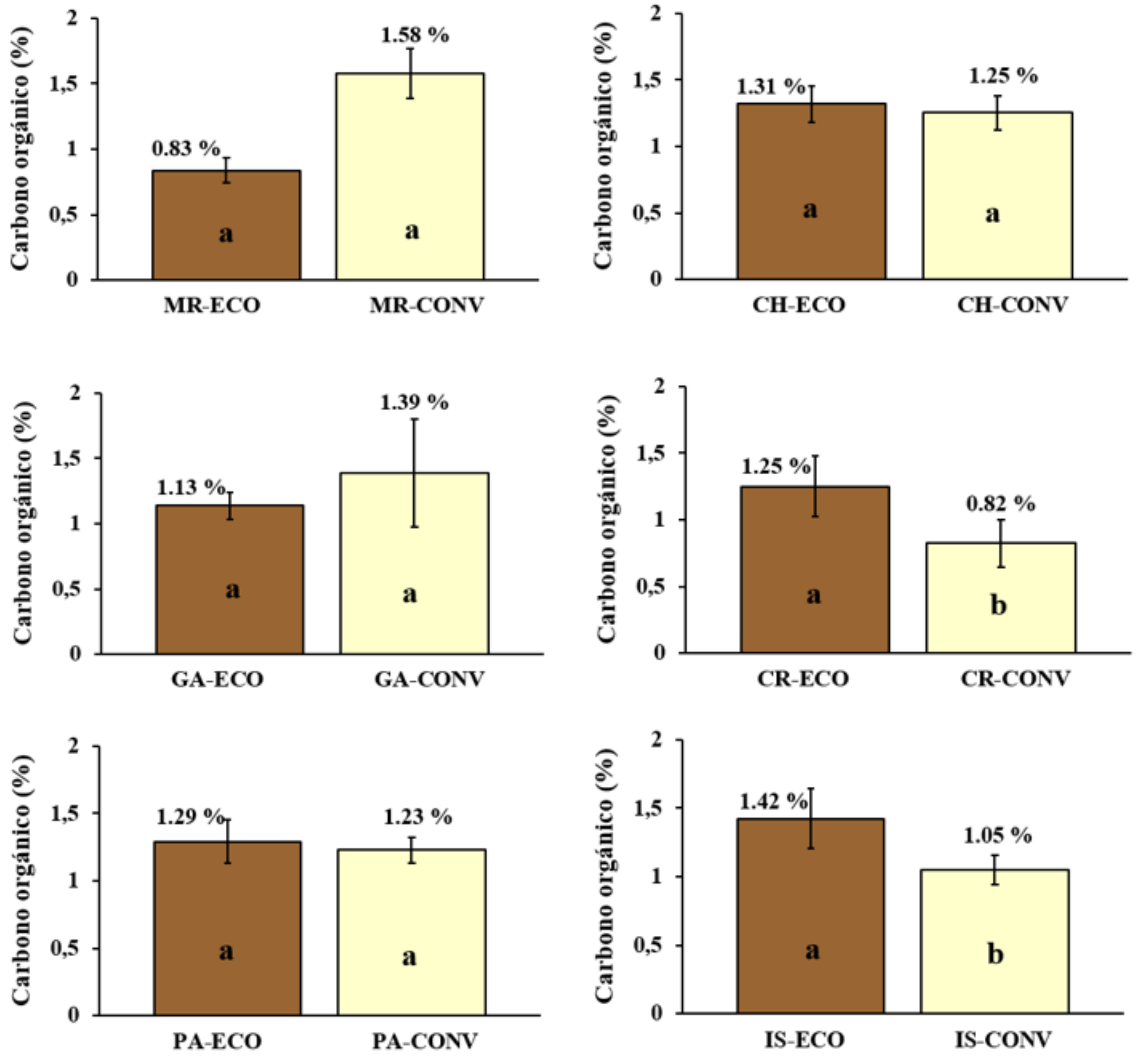


Figura 4.2. Contenidos de carbono orgánico en el suelo (%) para los olivares ECO y CONV de cada par de fincas. Las barras denotan la desviación típica. Distintas letras expresan diferencias significativas debido al manejo. Nótese los distintos rangos de carbono orgánico (%) en cada par de fincas (continuación).

El porcentaje promedio de materia orgánica en el suelo para el conjunto de parcelas del estudio fue de 1.97 ± 0.89 %, y 2.26 ± 0.93 % y 1.63 ± 0.69 % para el conjunto de parcelas ECO y CONV, respectivamente (Figura 4.3). La diferencia en el contenido en materia orgánica en el suelo entre las parcelas ECO y CONV fue significativa ($p < 0.01$). El mayor contenido de materia orgánica en el suelo se midió en DEI-ECO (3.96 %) y el más bajo en el suelo de CC-CONV (0.52 %).

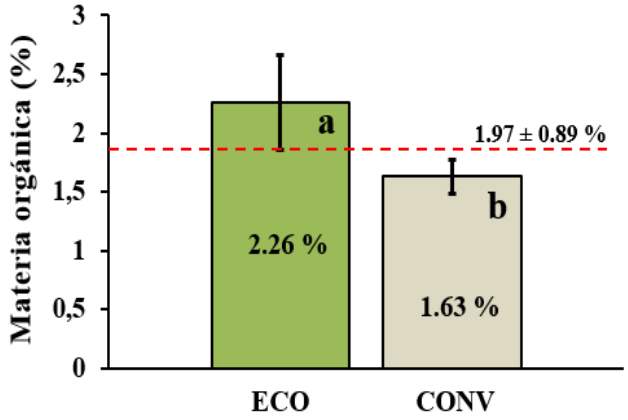


Figura 4.3. Contenidos de materia orgánica (%) para el conjunto de olivares con manejo ECO y CONV. Las barras denotan la desviación típica. La línea discontinua muestra el valor promedio para el conjunto de 24 fincas. Distintas letras expresan diferencias significativas debida al manejo.

4.1.2 Cantidad de carbono orgánico en los olivares

La cantidad promedio de carbono orgánico para el conjunto de parcelas del estudio fue de 37.79 ± 12.22 t C/ha (máximo y mínimo; 59.41 y 12.61 t C/ha, respectivamente). Hubo diferencias significativas ($p < 0.001$) debidas al manejo; el promedio en el conjunto de las fincas ECO (42.5 ± 11.2 t C/ha) fue un 30 % superior al obtenido para el conjunto de las fincas CONV (32.79 ± 13.81 t C/ha) (Figura 4.4).

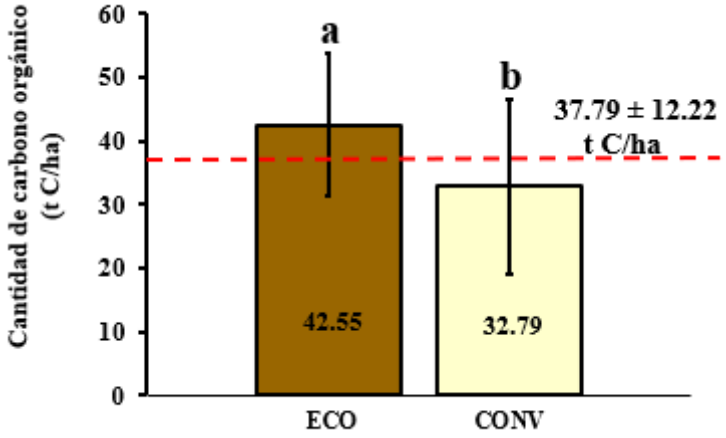


Figura 4.4. Cantidad de carbono orgánico (t C/ha) para el conjunto de olivares con manejo ECO y CONV. Las barras denotan la desviación típica. La línea discontinua muestra el valor promedio para el conjunto de 24 fincas. Distintas letras expresan diferencias significativas debidas al manejo.

La cantidad de carbono orgánico para el conjunto de parcelas situadas en Andalucía Oriental fue 44.0 ± 14.8 t C/ha bajo prácticas de manejo más sostenibles (ECO), cuyo valor fue dos veces superior al de las parcelas CONV (23.8 ± 9.24 t C/ha), siendo PV1-ECO la parcela que presentó mayor cantidad de carbono orgánico (62.2 t C/ha) y la que menos CC-CONV (12.6 t C/ha). En Andalucía Occidental, la cantidad de

carbono orgánico para el conjunto de parcelas ECO promedió 41.6 ± 7.05 t C/ha, valor muy similar al obtenido en las parcelas CONV (40.8 ± 12.3 t C/ha), siendo MR-CONV la que presentó mayor cantidad de carbono orgánico (59.4 t C/ha) e IS-CONV (31.30 t C/ha) la que menos.

Cuando se comparaban por pares las parcelas ECO con respecto a las CONV, las diferencias no fueron significativas en 7 de las 12 comparaciones, especialmente en las parcelas de Andalucía Occidental. En algunas de los pares comparables, el contenido de materia orgánica del suelo fue superior en las parcelas CONV, aunque las diferencias no fueron significativas (Figura 4.5).

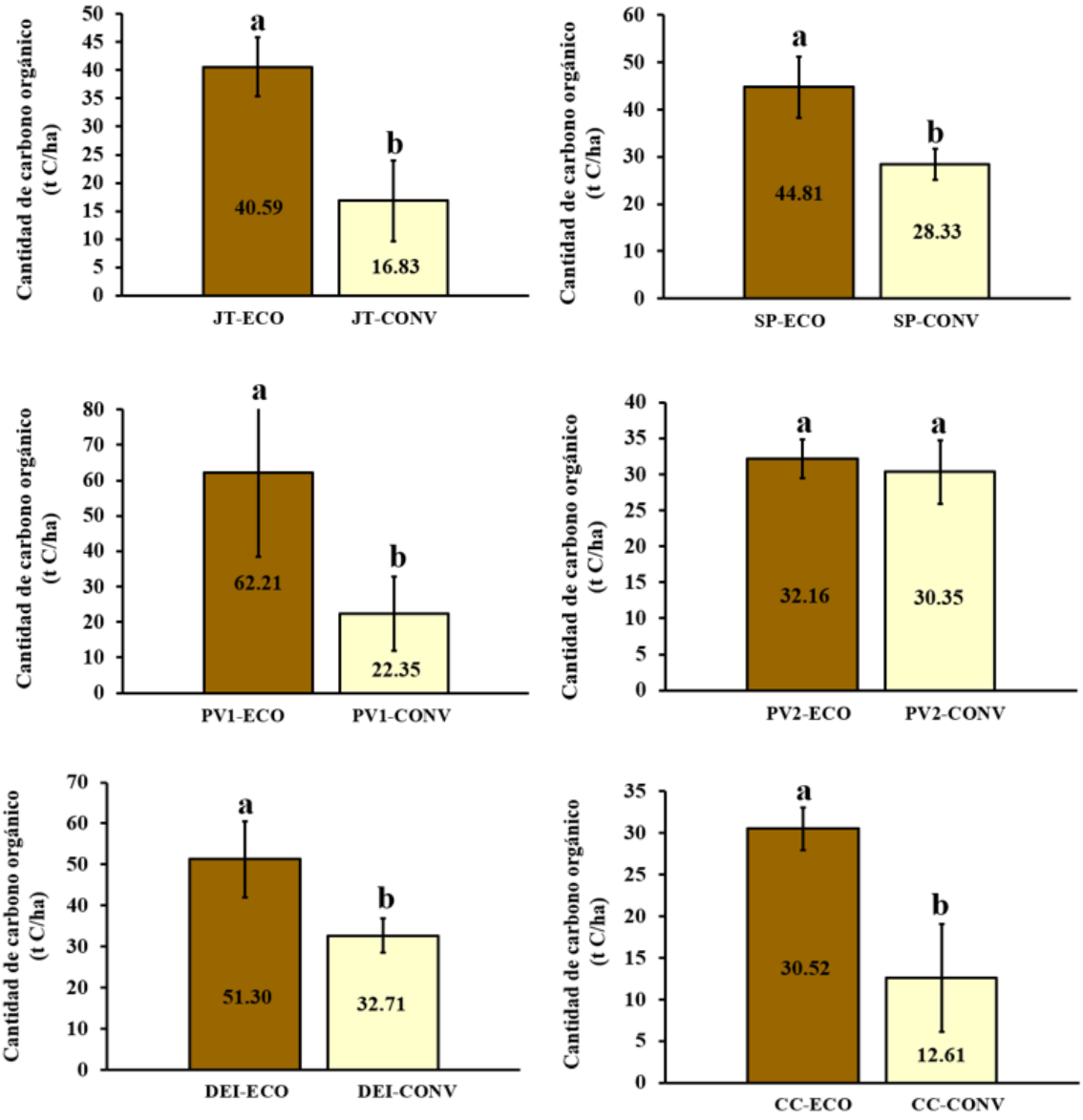


Figura 4.5. Cantidad de carbono orgánico en el suelo (t C/ha) para los olivares ECO y CONV de cada par de fincas. Las barras denotan la desviación típica. Distintas letras expresan diferencias significativas debidas al manejo. Nótese los distintos rangos de valores en cada par de fincas.

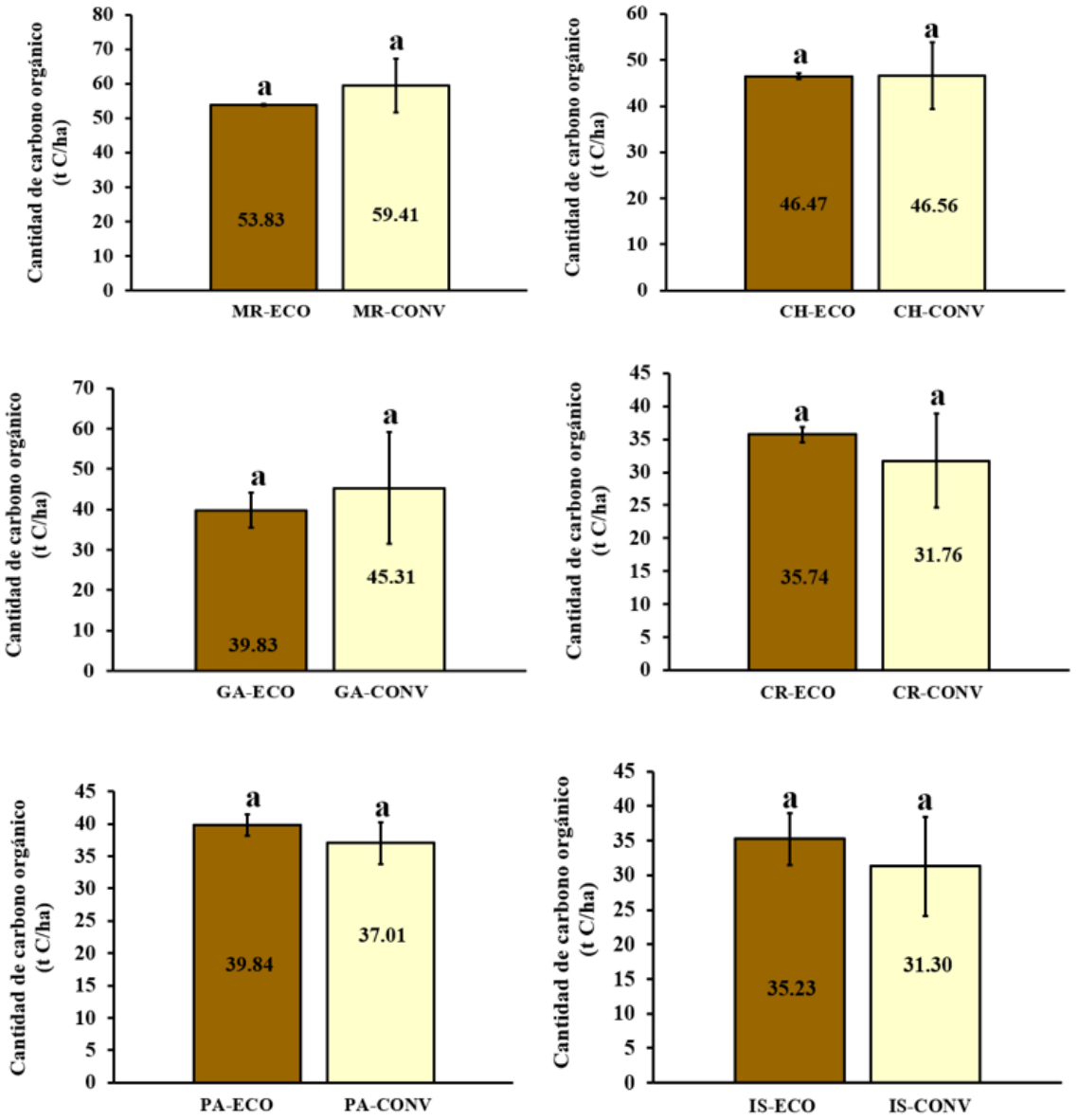


Figura 4.5. Cantidad de carbono orgánico en el suelo (t C/ha) para los olivares ECO y CONV de cada par de fincas. Las barras denotan la desviación típica. Distintas letras expresan diferencias significativas debidas al manejo. Nótese los distintos rangos de valores en cada par de fincas (continuación).

4.2 Entradas de carbono orgánico en el olivar

4.3 Carbono en las estructuras permanentes del olivo

4.3.1 Biomasa y tasa de acumulación de carbono orgánico en las estructuras permanentes del olivo

Para el conjunto de parcelas, el promedio de biomasa total (aérea y radicular, siempre en peso seco) fue 460.9 ± 83.3 kg/árbol, (Figura 4.6 A), con valores máximo y mínimo de 1509.5 kg/árbol (CC-ECO) y 89.9 kg/árbol (CH-CONV), respectivamente. La tasa anual promedio de acumulación de carbono en la biomasa fue de 4.29 ± 0.56 kg C árbol^{-1} año^{-1}, con valores máximo y mínimo de 12.19 (CR-CONV) kg árbol^{-1} año^{-1} y 1.41 kg árbol^{-1} año^{-1} (JT-ECO), respectivamente (Figura 4.6 B). En términos de hectárea, la biomasa total (aérea y radicular) promedio fue de 50.71 ± 5.8 t/ha, con valores máximo y mínimo de 124.7 (PV1-CONV) y 18.8 t/ha (DEI-ECO), respectivamente (Figura 4.7 A). En promedio, la biomasa aérea contribuyó en un 71 % (36.2 t/ha) mientras que la biomasa radicular en un 17 % (8.62 t/ha), y las hojas y ramitas inferiores a 2 cm en un 12 % (5.89 t/ha).

La cantidad promedio de carbono orgánico acumulada en las estructuras permanentes del olivar en el conjunto de parcelas fue de 23.9 ± 2.7 t C/ha. En aquellas parcelas con manejo sostenible (ECO) esta cantidad fue de 23.25 ± 3.81 t C/ha, mientras que en las parcelas convencionales (CONV) el promedio fue de 24.69 ± 4.15 t C/ha, sin que hubiese diferencias significativas ($p = 0.51$) (Figura 4.8 A). En términos de CO_2 equivalente, el valor promedio en las parcelas más sostenibles fue 85.10 ± 13.96 t CO_2/ha, mientras que en las convencionales de 90.38 ± 15.20 t CO_2/ha (Figura 4.8 B).

La tasa anual de acumulación de carbono en las estructuras permanentes del árbol promedió 0.54 ± 0.06 t C ha^{-1} año^{-1} (1.98 t CO_2 en términos de CO_2). Los valores máximos se encontraron en GA-CONV (1.24 t C/ha) y los menores en JT-ECO (0.21 t C/ha) (Figura 4.7 B). No hubo diferencias significativas en la tasa anual de acumulación de carbono en las estructuras permanentes del árbol debido al manejo ECO o CONV ($p = 0.58$).

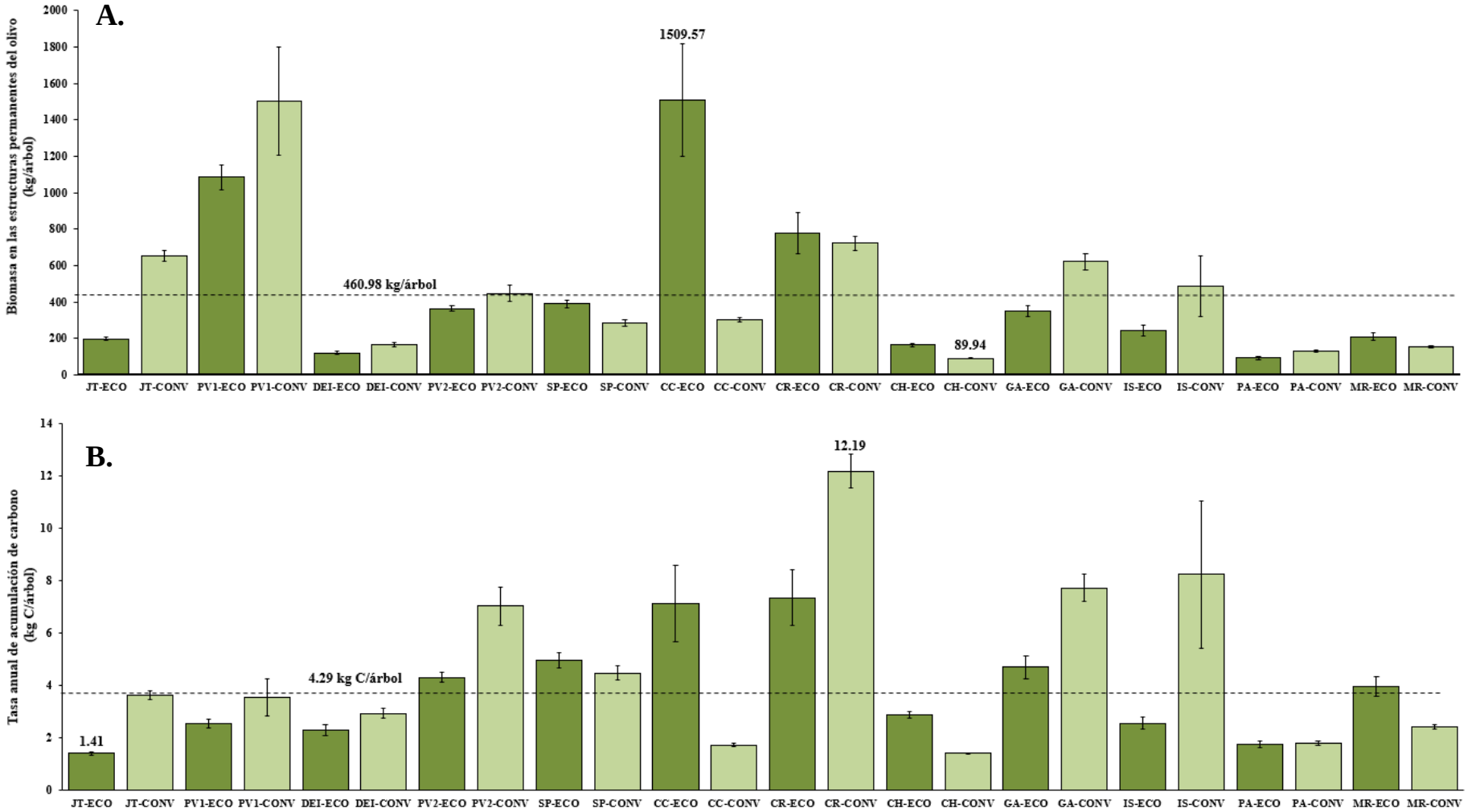


Figura 4.6. Biomasa en las estructuras permanentes del olivo (kg árbol^{-1}) (A), y tasa anual de acumulación de carbono en la biomasa (kg C árbol^{-1} año^{-1}) en los olivares estudiados (B). Las barras denotan el error estándar. La línea discontinua es el valor promedio de biomasa y tasa anual de acumulación de C para el conjunto de olivares estudiados.

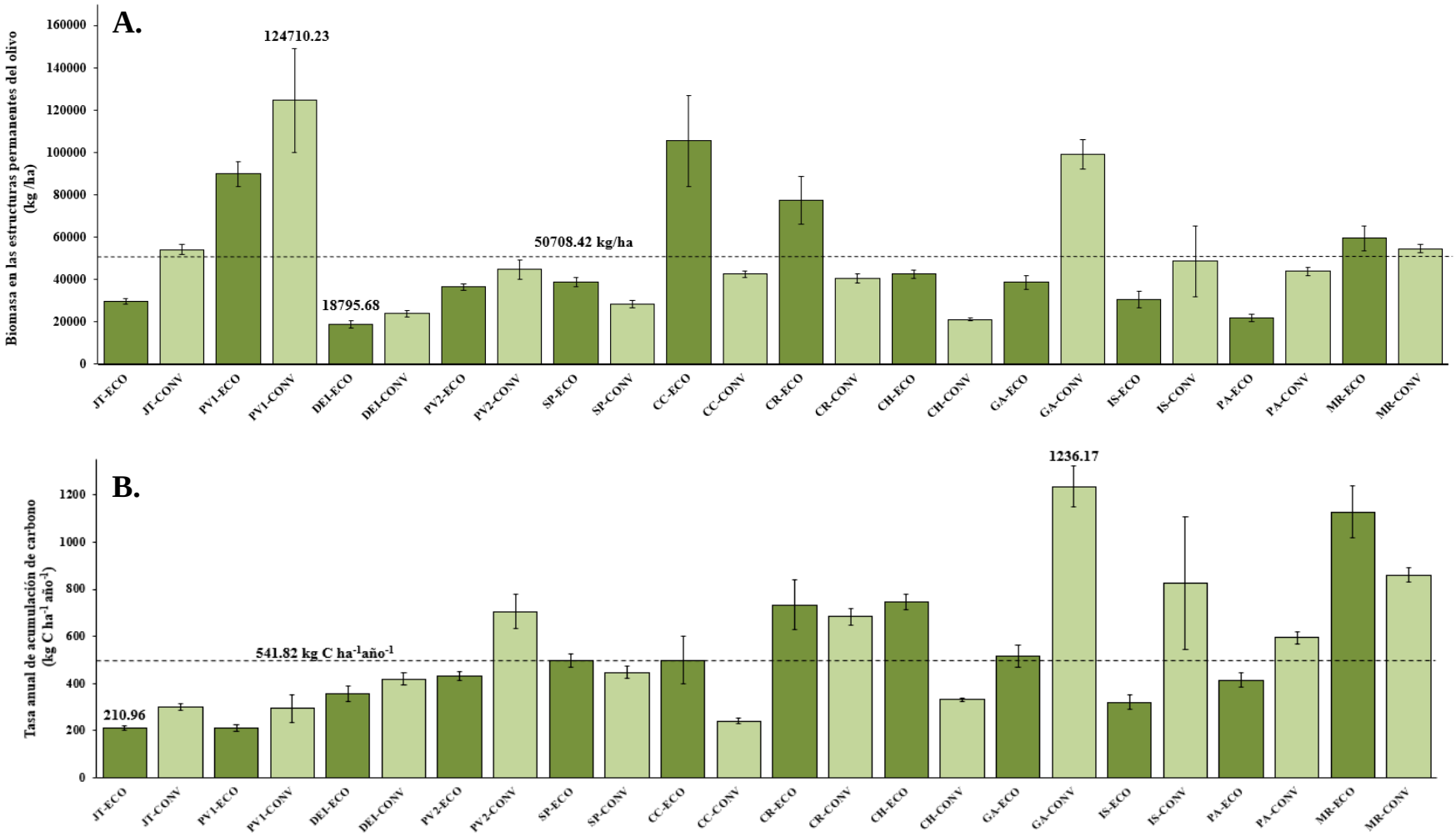


Figura 4.7. Biomasa (kg ha^{-1}) (A) y tasa anual de acumulación de carbono en la biomasa (kg C ha^{-1} $año^{-1}$) en las estructuras permanentes de los árboles de una hectárea de los olivares estudiados (B). Las barras denotan el error estándar. La línea discontinua es el valor promedio de biomasa y tasa anual de acumulación de C en términos de hectárea para el conjunto de olivares estudiados.

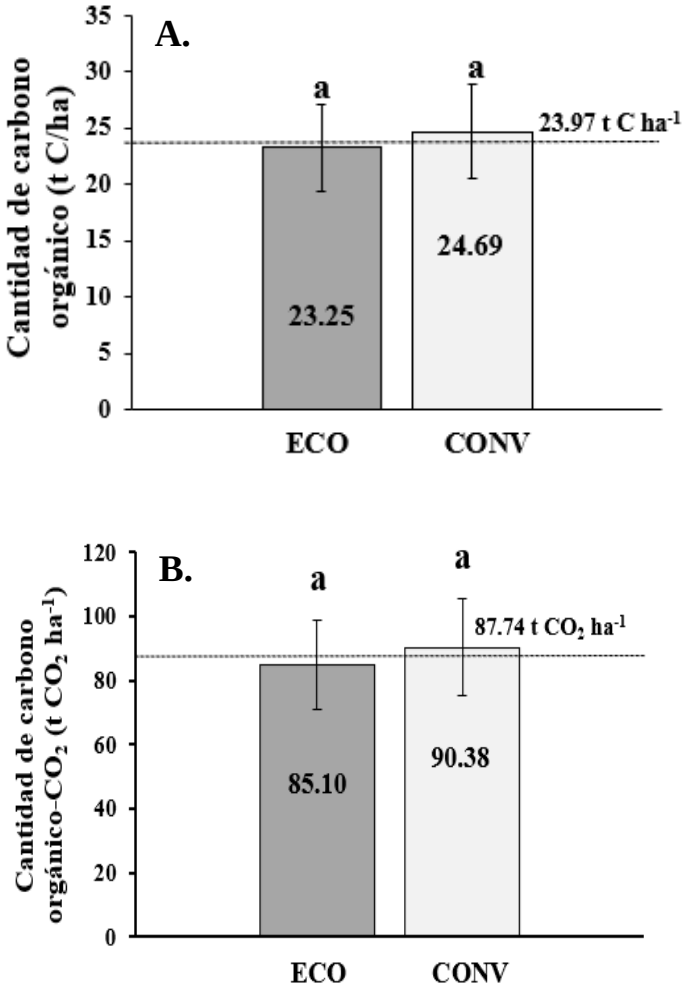


Figura 4.8. Cantidad de carbono orgánico (t C ha^{-1}) almacenado (A) y cantidad de CO_2 tomado y almacenado (t CO_2 ha^{-1}) (B) en las estructuras permanentes del olivo para el conjunto de parcelas ECO y CONV. Las barras denotan el error estándar. Las líneas discontinuas muestran los valores promedios para el conjunto de fincas. Distintas letras expresan diferencias significativas debidas al manejo.

No hubo diferencias significativas en la biomasa aérea ni en la radicular, así como en la tasa de acumulación de carbono por hectárea ($p > 0.05$), cuando se comparaban distintos marcos de plantación (tradicional, intensivo, semi-intensivo y superintensivo) (Figura 4.9 A y B), tipo de manejo; ECO - CONV (Figura 4.10 A y B) o fincas de riego – secano (Figura 4.11 A y B). En cuanto a las categorías de edad (Figura 4.12 A) (viejo y joven) y número de pies (uno, tres y mixto; principalmente aquellas parcelas con olivos de uno y tres pies) (Figura 4.13 A), hubo diferencias significativas en la biomasa aérea y radicular ($p = 0.001$; $p = 0.002$, respectivamente), pero no en la tasa de acumulación de carbono ($p = 0.563$; $p = 0.944$, respectivamente) (Figura 4.12 B y 4.13 B). Cuando se consideró la variedad o, fincas en Andalucía Oriental (variedad picual) y fincas en Andalucía Occidental (variedad hojiblanca), no hubo diferencias significativas en la biomasa aérea y radicular ($p = 0.684$) (Figura 4.14 A), pero sí en la tasa anual de acumulación de carbono. Esta fue mayor en la variedad hojiblanca respecto a aquella obtenida para la variedad picual (0.70 y 0.38 t C ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente, $p = 0.003$) (Figura 4.14 B).

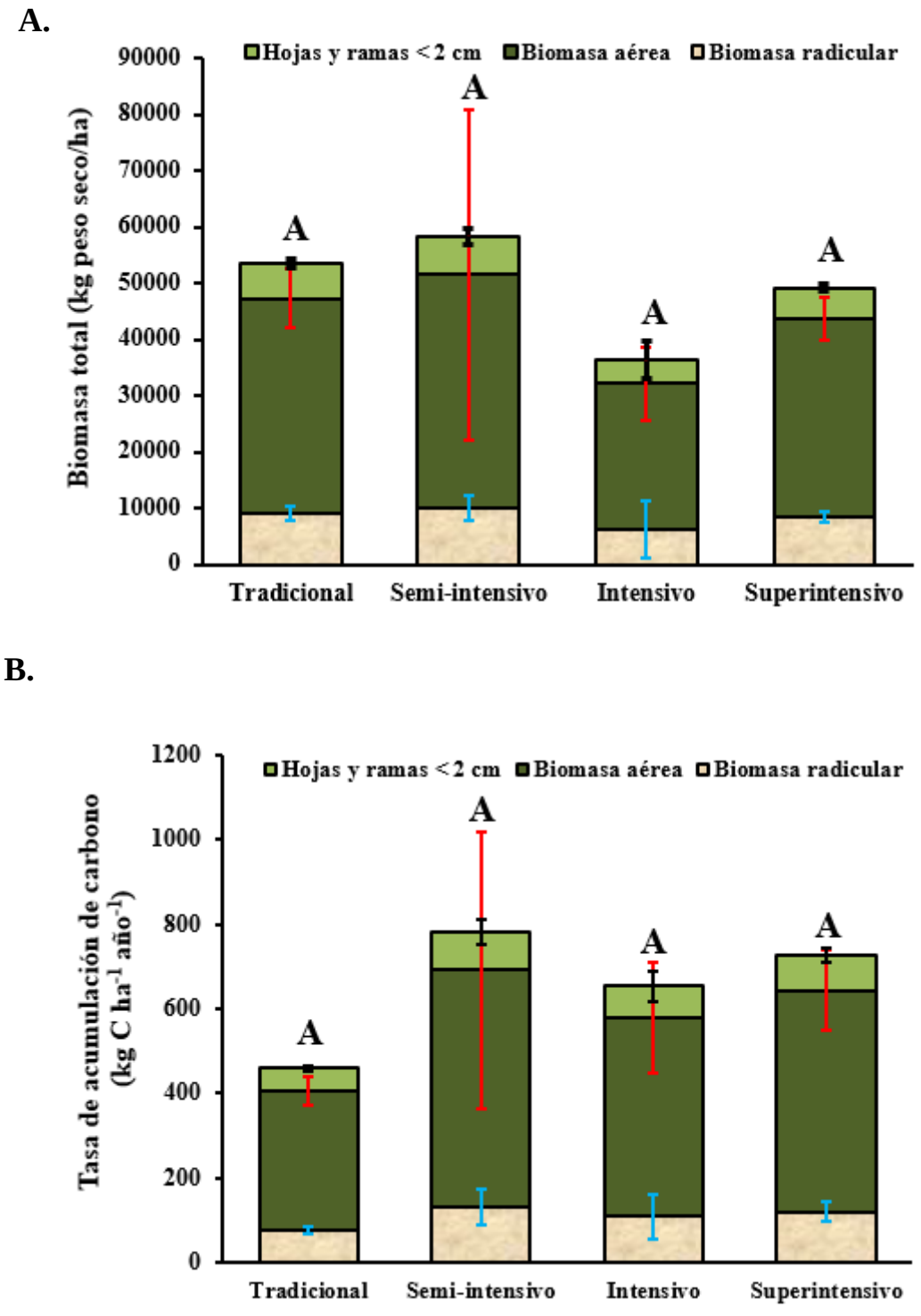
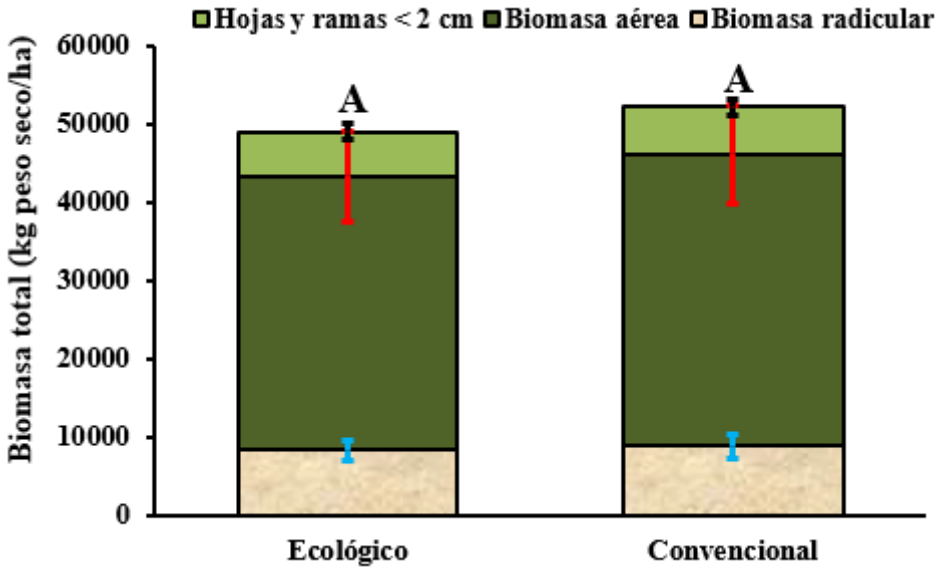


Figura 4.9. Biomasa total en las estructuras permanentes del olivo (kg peso seco/ha) (A) y tasa anual de acumulación de carbono (kg C ha^{-1} $año^{-1}$) (B) en función del marco de plantación (tradicional, semi-intensivo, intensivo y superintensivo). Las barras denotan el error estándar. Distintas letras expresan diferencias significativas debidas al marco de plantación.

A.



B.

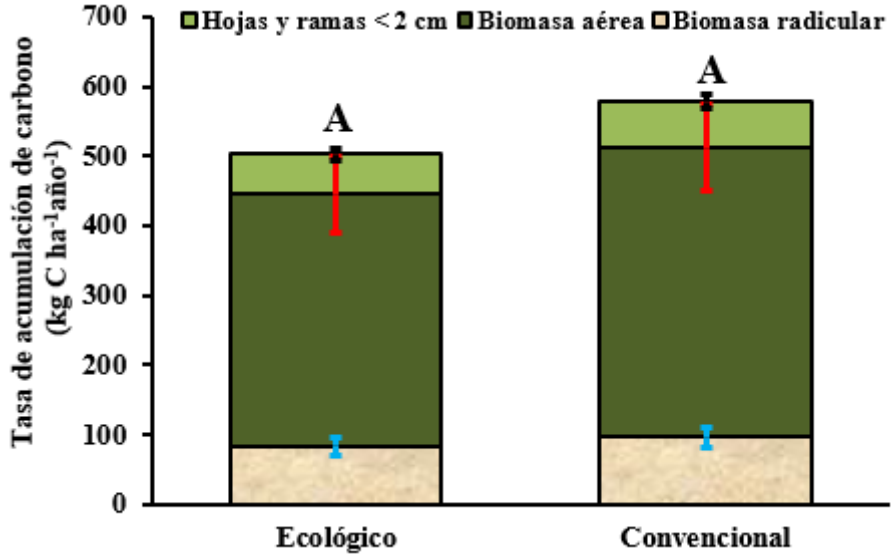


Figura 4.10. Biomasa total en las estructuras permanentes del olivo (kg peso seco/ha) (A) y tasa anual de acumulación de carbono (kg C ha^{-1} $año^{-1}$) (B) en función del tipo de manejo (ECO; Ecológico y CONV; Convencional). Las barras denotan el error estándar. Distintas letras expresan diferencias significativas debidas al manejo.

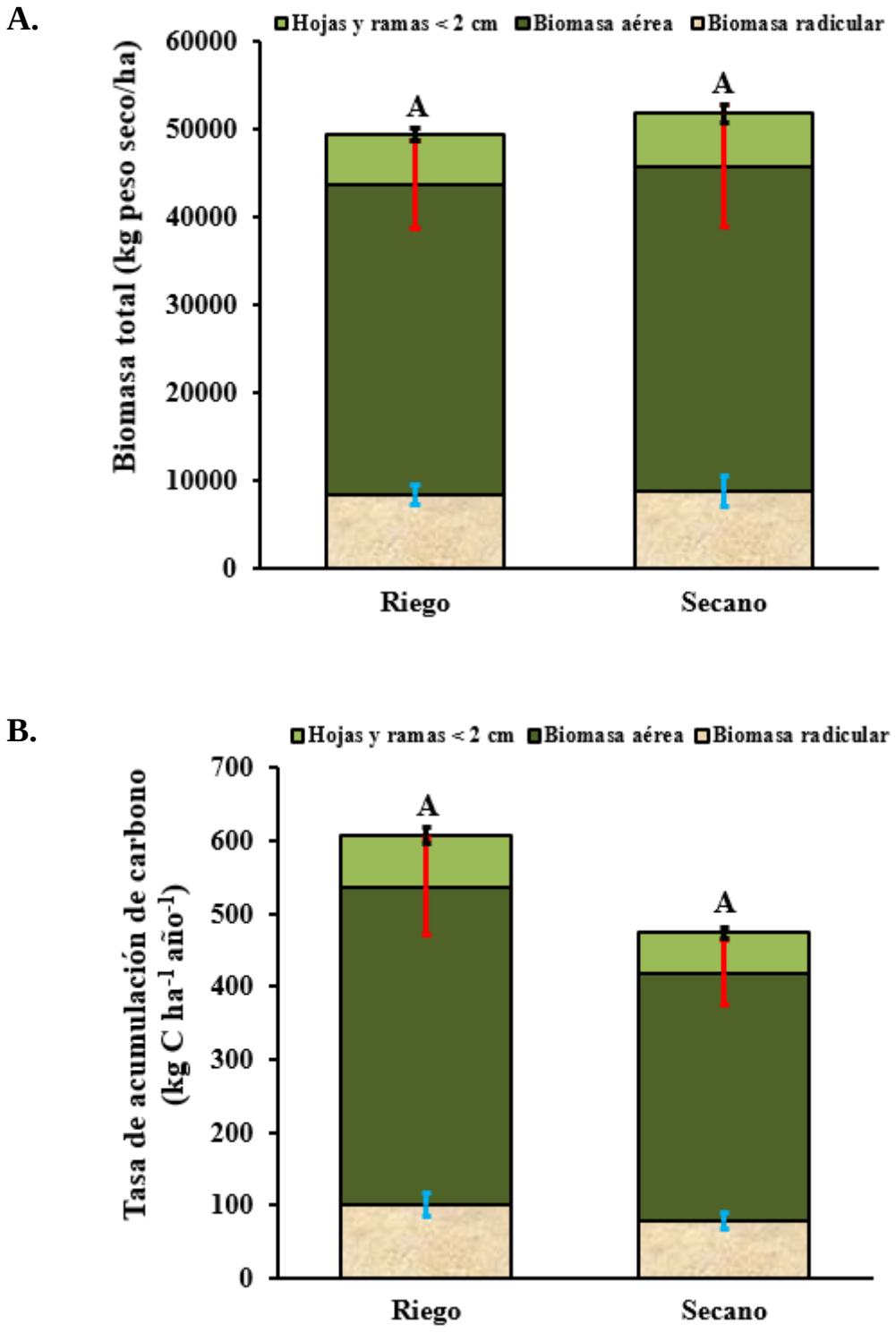
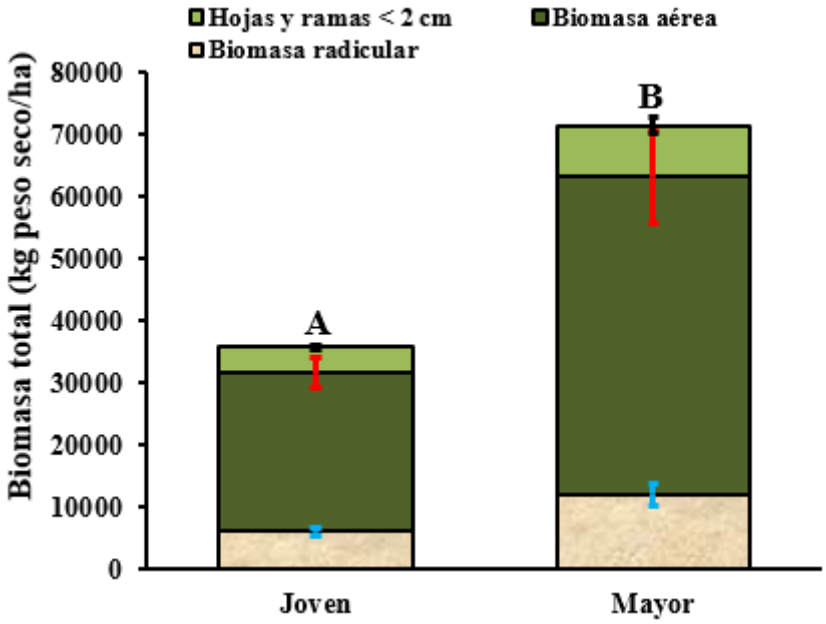


Figura 4.11. Biomasa total en las estructuras permanentes del olivo (kg peso seco/ha) (A) y tasa anual de acumulación de carbono (kg C ha^{-1} $año^{-1}$) (B) en los olivares con y sin riego. Las barras denotan el error estándar. Distintas letras expresan diferencias significativas entre los conjuntos de olivares con y sin riego.

A.



B.

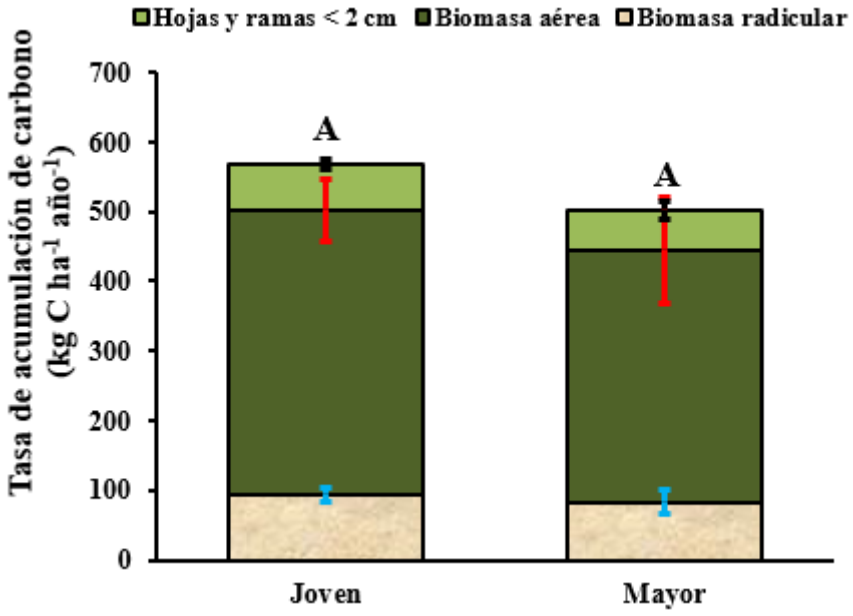
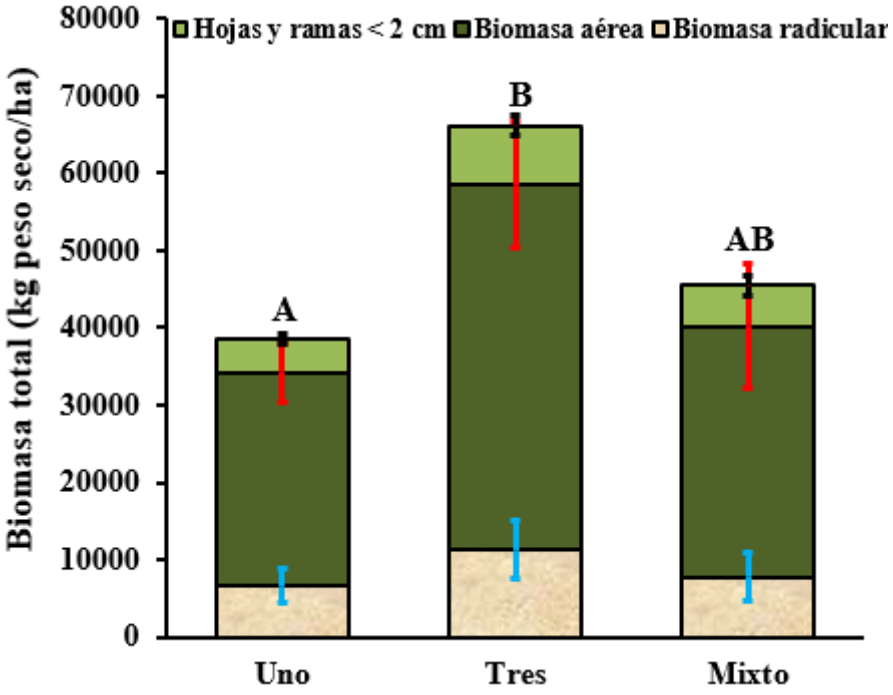


Figura 4.12. Biomasa total en las estructuras permanentes del olivo (kg peso seco/ha) (A) y tasa anual de acumulación de carbono (kg C ha^{-1} $año^{-1}$) (B) en olivos con árboles jóvenes (< 38 años) y viejos (38-200 años). Las barras representan el error estándar. Distintas letras denotan diferencias significativas debidas a la edad.

A.



B.

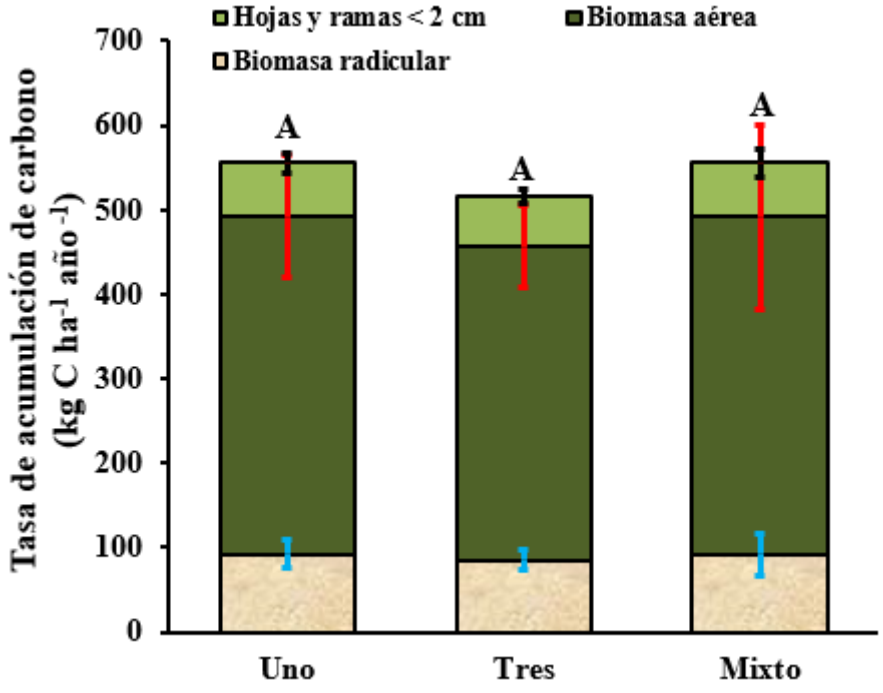
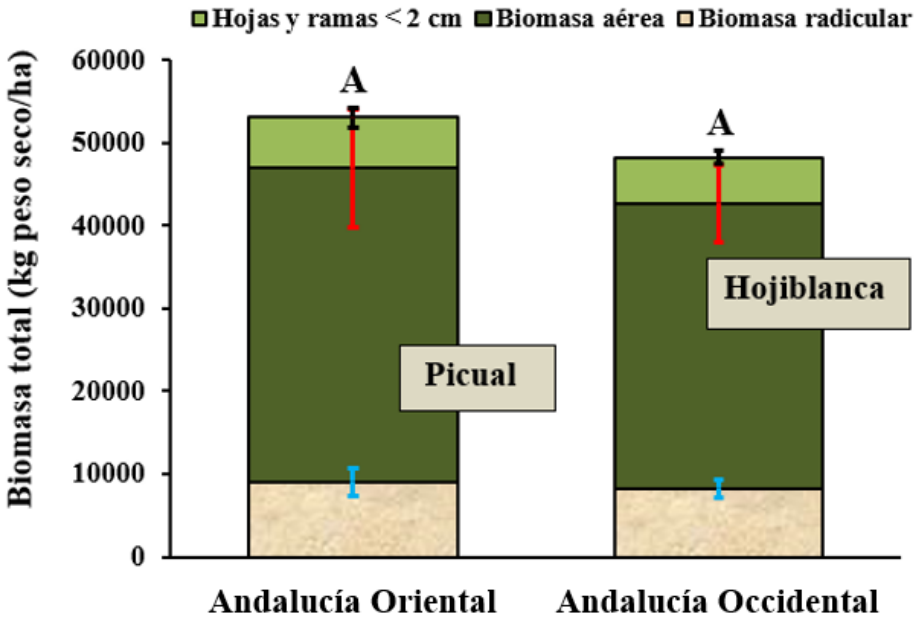


Figura 4.13. Biomasa total en las estructuras permanentes del olivo (kg peso seco/ha) (A) y tasa anual de acumulación de carbono (kg C ha^{-1} $año^{-1}$) (B) en función del número de pies por olivo (uno, tres y mixto). Las barras representan el error estándar. Distintas letras denotan diferencias significativas debidas al número de pies por olivo.

A.



B.

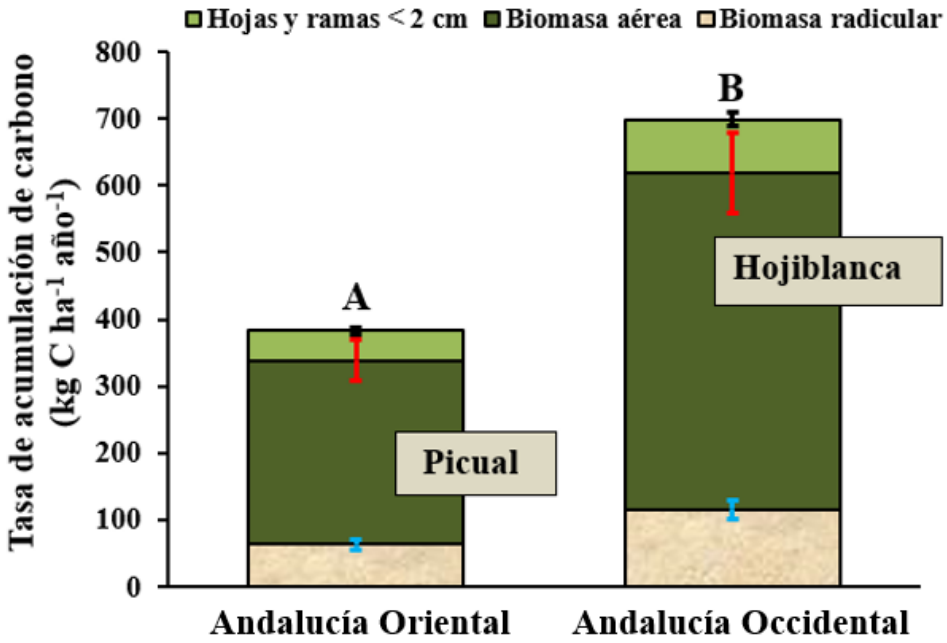


Figura 4.14. Biomasa total en las estructuras permanentes del olivo (kg peso seco/ha) (A) y tasa anual de acumulación de carbono (kg C ha^{-1} $año^{-1}$) (B) en función de la variedad o ubicación de la parcela. Las barras representan el error estándar. Distintas letras denotan diferencias significativas debidas a la variedad o ubicación de la parcela.

La Figura 4.15 muestra la relación entre la edad de los olivos y la cantidad de biomasa y carbono orgánico en estos. Aunque hubo mucha dispersión de los datos, hubo una tendencia clara de que cuanto mayor era la edad del árbol, mayor su biomasa como la cantidad de carbono ($R^2 = 0.61$).

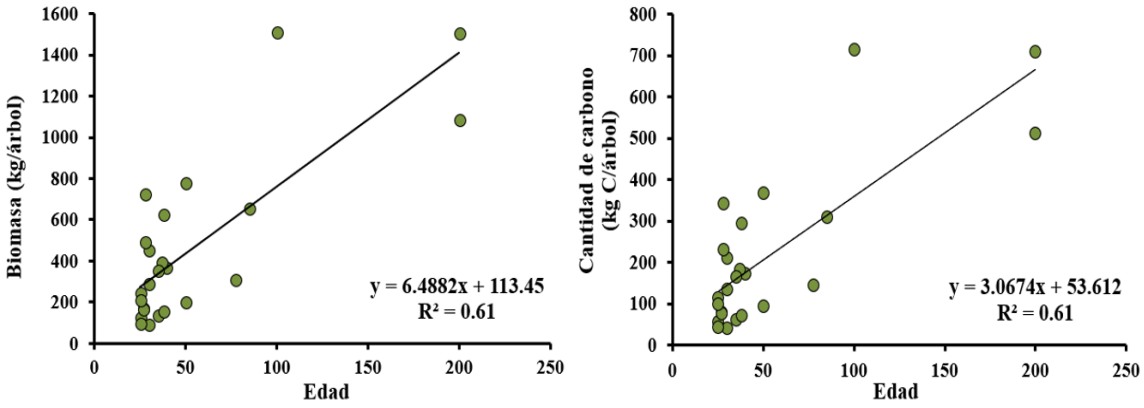


Figura 4.15. Relación lineal de la biomasa y cantidad de carbono en los olivos con su edad ($p < 0.01$).

4.4 Entrada anual de carbono debido a la cubierta vegetal espontánea

4.4.1 Producción primaria neta anual de la biomasa aérea y radicular

Las parcelas ubicadas en Andalucía Oriental (en las provincias de Jaén y Granada) se caracterizaban por tener el suelo cubierto al 100 % de cubierta vegetal espontánea. En cambio, en Andalucía Occidental (Estepa), la cubierta vegetal espontánea se encontraba en bandas, siendo la anchura promedio del conjunto de estas parcelas de 3.13 ± 1.05 m. La producción primaria neta (PPN) anual (expresada en peso seco por hectárea y año) de la parte aérea de la cubierta vegetal espontánea para el conjunto de parcelas fue de 1178.05 ± 288.99 kg ha^{-1} $año^{-1}$. Hubo diferencias significativas ($p < 0.01$) cuando se comparaba la producción primaria neta anual de cubierta vegetal espontánea según su disposición (toda la finca versus en bandas en la entrecalle), siendo superior en aquellas parcelas donde la cubierta vegetal cubría toda la superficie de la finca (fincas ubicadas en Andalucía Oriental) (1932.37 ± 348.66 kg DW ha^{-1} $año^{-1}$) (Figura 4.16).

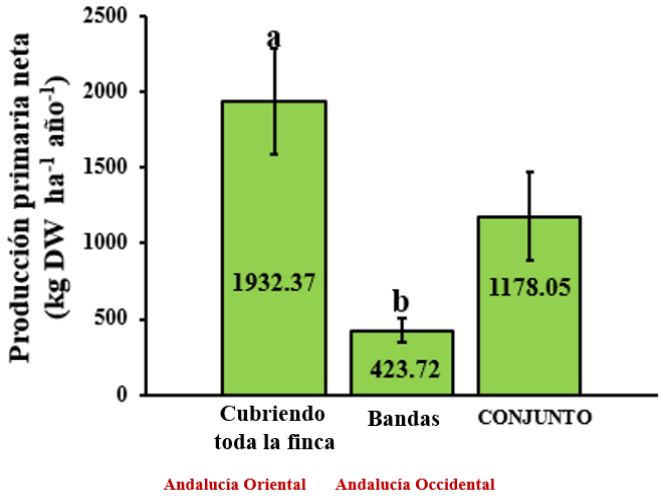


Figura 4.16. Producción primaria neta anual (kg DW $ha^{-1}año^{-1}$) de la parte aérea de la cubierta vegetal espontánea en función de la localización de las parcelas o disposición (Andalucía Oriental; cubriendo toda la parcela y Andalucía Occidental; bandas en la entrecalle). Las barras representan el error estándar. Distintas letras denotan diferencias significativas debidas a la disposición de la cubierta vegetal espontánea.

En el conjunto de las fincas analizadas, aquella con mayor producción primaria neta aérea de cubierta vegetal correspondió a SP-ECO (3380.56 ± 611.54 kg ha^{-1} $año^{-1}$), y la que menos a MR-ECO (39.50 ± 21.14 kg ha^{-1} $año^{-1}$) (Figura 4.17). Ahora bien, en aquellas parcelas con presencia de ganado (JT-ECO, SP-ECO y CC-ECO) se tuvo en cuenta la cantidad que era consumida por el mismo. De esta forma, la producción primaria neta estimada de la cubierta vegetal de la parte aérea en estas fincas fue de 487.7, 2776.4 y 1965.6 kg ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente. Por lo tanto, la producción primaria neta anual de la parte aérea de la cubierta vegetal espontánea para el conjunto de parcelas considerando el efecto del ganado promedió en 1089.91 ± 256.87 kg ha^{-1} $año^{-1}$. Para el conjunto de las fincas de Andalucía Oriental, que era la zona donde se encontraban las fincas con ganado, la producción primaria neta promedio de la cubierta vegetal espontánea de la parte aérea resultó en 1756.09 ± 307.39 kg DW ha^{-1} $año^{-1}$ (1932.37 kg DW ha^{-1} $año^{-1}$ sin considerar el efecto del ganado; Figura 4.17).

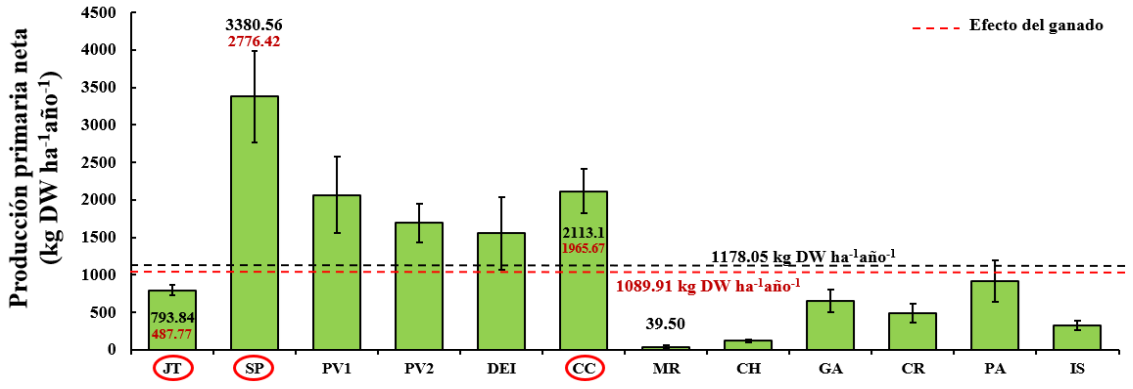


Figura 4.17. Producción primaria neta (PPN) anual (kg DW $ha^{-1}año^{-1}$) de la parte aérea de la cubierta vegetal espontánea de todas aquellas parcelas con presencia de cubierta. Las líneas discontinuas negra y roja indican la PPN promedio en las fincas con cubierta vegetal espontánea sin considerar o considerando el efecto del ganado, respectivamente. Con un círculo se remarca aquellas parcelas con presencia de ganado. El número señalado en negro en estas parcelas indica la PPN anual de la parte área de la cubierta vegetal espontánea de la parcela sin considerar el efecto del ganado, mientras que en rojo sí se tiene en cuenta dicho efecto. Las barras denotan el error estándar.

La producción primaria neta anual estimada de la parte radicular de la cubierta vegetal espontánea para el conjunto de parcelas fue de 2518.0 ± 617.7 kg DW ha^{-1} $año^{-1}$, y los valores máximo y mínimo se obtuvieron en las mismas fincas con los valores máximos y mínimos de producción primaria neta de la parte aérea (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Producción primaria neta anual de la parte radicular de la cubierta vegetal espontánea para el conjunto de parcelas. Se marca en rojo las parcelas con los valores máximos y mínimos.

Parcela	**Raíces (kg DW ha^{-1} $año^{-1}$)**
JT-ECO	1696.83
SP-ECO	7225.95
PV1-ECO	4412.83
PV2-ECO	3612.71
DEI-ECO	3317.57
CC-ECO	4516.82
MR-ECO	84.43
CH-ECO	257.40
GA-ECO	1392.30
CR-ECO	1047.08
PA-ECO	1960.36
IS-ECO	692.63

4.4.2 Contenido y cantidad de carbono orgánico en la cubierta vegetal espontánea; biomasa aérea y radicular

El contenido de carbono orgánico de la biomasa aérea de la cubierta vegetal espontánea para el conjunto de parcelas fue de 39.48 %. La variabilidad fue relativamente reducida, con un coeficiente de variación de 12 %. No hubo diferencias significativas ($p = 0.139$) cuando se comparaba el contenido de carbono orgánico en la biomasa aérea según la ubicación de las fincas o la disposición (toda la finca versus distribución en bandas) (Figura 4.18).

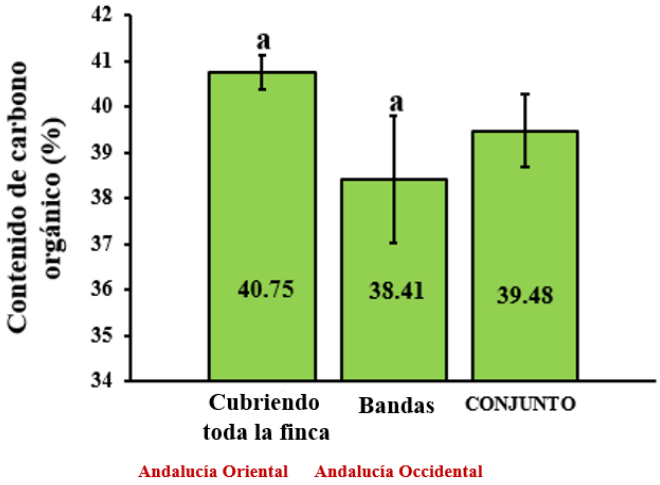


Figura 4.18. Contenido de carbono orgánico (%) de la biomasa aérea de la cubierta vegetal espontánea para el conjunto de parcelas en función de la localización de las parcelas o disposición (Andalucía Oriental; cubriendo toda la parcela y Andalucía Occidental; bandas en la entrecalle). Las barras representan el error estándar. La ausencia de distintas letras expresa la inexistencia de diferencias significativas.

La cantidad de carbono orgánico acumulado durante un año en la parte aérea de la cubierta vegetal espontánea del conjunto de fincas promedió 437.33 ± 104.24 kg C ha^{-1} $año^{-1}$, con valores máximo y mínimo de 1115.34 kg C ha^{-1} $año^{-1}$ (SP-ECO) y 15.3 kg C ha^{-1} $año^{-1}$ (MR-ECO), respectivamente (Figura 4.19). Hubo diferencias significativas ($p < 0.01$) en función del modelo de disposición de la cubierta vegetal en la finca, con valores de 4.2 veces superiores cuando la cubierta vegetal cubría toda la finca (707.6 ± 125.8 kg C ha^{-1} $año^{-1}$ en las fincas de Andalucía Oriental) con respecto a cuando esta se distribuía en bandas (167.0 ± 52.4 kg C ha^{-1} $año^{-1}$ en las fincas de Andalucía Occidental).

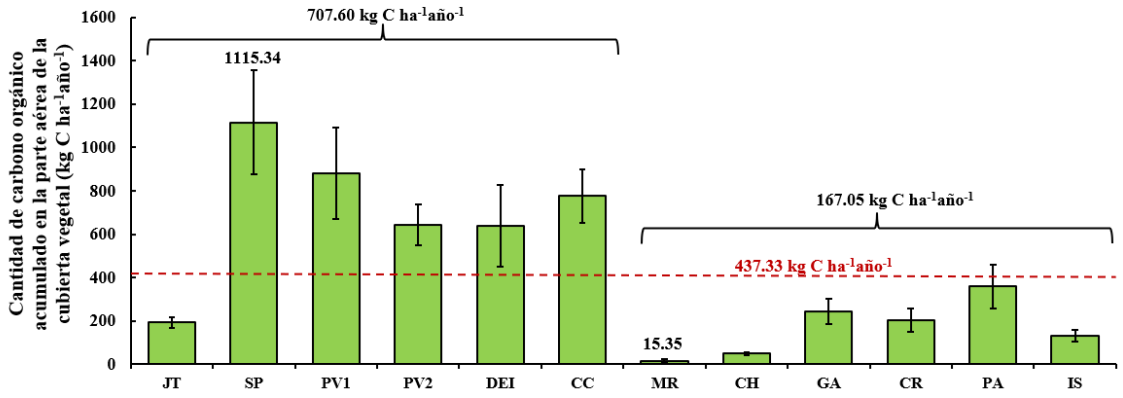


Figura 4.19. Cantidad anual de carbono orgánico acumulado en la parte aérea de la cubierta vegetal (kg C ha^{-1} $año^{-1}$). La línea discontinua roja muestra la cantidad de carbono orgánico acumulado en la parte aérea de la cubierta vegetal para el conjunto de parcelas. El gráfico se subdivide en dos grupos, el de la izquierda representa la cantidad promedio de carbono orgánico en la parte aérea de la cubierta vegetal del conjunto de parcelas ubicadas en Andalucía Oriental, y que además la cubierta vegetal espontánea se encuentra cubriendo el suelo completamente, mientras que el grupo de la derecha corresponde al conjunto de parcelas situadas en Andalucía Occidental, y que además la cubierta vegetal espontánea se dispone en bandas en la entrecalle. Las barras representan el error estándar.

La cantidad promedio de carbono orgánico acumulado en la biomasa radicular de la cubierta vegetal espontánea para el conjunto de parcelas fue de 1068.9 ± 262.2 kg C ha^{-1} $año^{-1}$, con los valores máximo y mínimo en las fincas SP-ECO y MR-ECO, respectivamente (Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Cantidad de carbono orgánico promedio acumulado en la biomasa radicular de la cubierta vegetal espontánea para el conjunto de las parcelas de estudio. Se marca en rojo las parcelas con los valores máximos y mínimos.

Parcela	**Cantidad de C en las raíces (kg C ha^{-1} $año^{-1}$)**
JT-ECO	720.30
SP-ECO	3067.41
PV1-ECO	1873.24
PV2-ECO	1533.59
DEI-ECO	1408.31
CC-ECO	1917.39
MR-ECO	35.84
CH-ECO	109.27
GA-ECO	591.03
CR-ECO	444.49
PA-ECO	832.17
IS-ECO	294.02

4.4.3 Producción primaria neta anual y cantidad de carbono orgánico total en la cubierta vegetal espontánea

La producción primaria total (aérea y radicular) neta anual de la cubierta vegetal promedió para el conjunto de fincas en 3608.0 ± 872.3 kg ha^{-1} $año^{-1}$, máximo y mínimo: 10002.4 y 123.9 kg ha^{-1} $año^{-1}$ correspondientes a la parcela de SP-ECO y MR-ECO, respectivamente (Figura 4.20). Para el conjunto de parcelas ubicadas en Andalucía Oriental (cubierta vegetal cubriendo toda la superficie de la finca) la biomasa total promedio fue 5886.5 ± 1044.4 kg DW $ha^{-1}$$año^{-1}$, mientras que en Andalucía Occidental (cubierta vegetal distribuida en bandas en las entrecalles) de 1329.42 ± 424.51 kg ha^{-1} $año^{-1}$, existiendo diferencias significativas ($p = 0.002$).

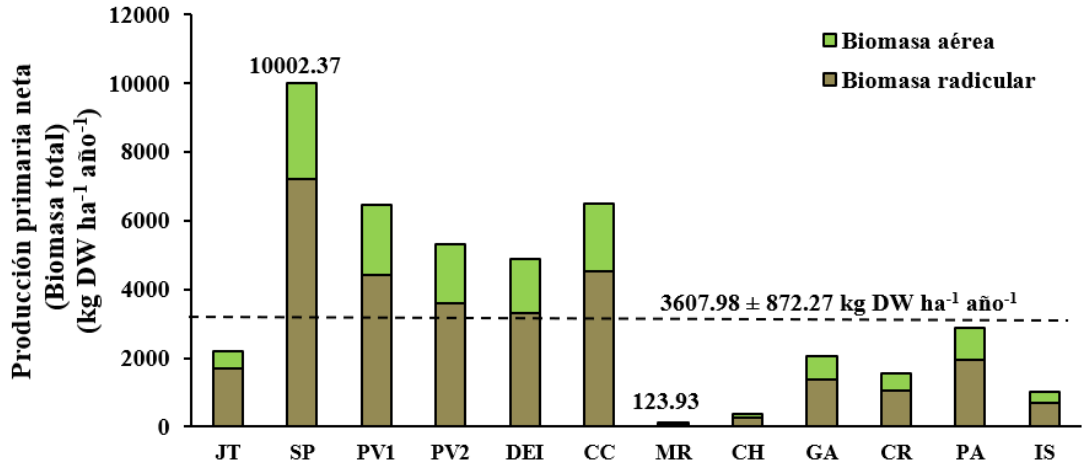


Figura 4.20. Producción primaria neta anual (aérea y radicular) de la cubierta vegetal para el conjunto de parcelas (kg DW ha^{-1} $año^{-1}$). La línea discontinua negra denota el valor promedio de producción primaria neta anual de la cubierta vegetal espontánea para el conjunto de parcelas.

La cantidad de carbono orgánico de la biomasa total promedió para el conjunto de parcelas 1506.2 ± 365.3 kg C ha^{-1} $año^{-1}$, siendo los valores máximo y mínimo de 4183.2 y 51.2 correspondientes a la parcela de SP-ECO y MR-ECO, respectivamente (Figura 4.21). Para el conjunto de parcelas ubicadas en Andalucía Oriental, la cantidad promedio de carbono orgánico de la cubierta vegetal espontánea fue de 2461.0 ± 438.0 kg C $ha^{-1}$$año^{-1}$, mientras que en las fincas de Andalucía Occidental de 551.5 ± 175.1 kg C ha^{-1} $año^{-1}$, existiendo diferencias significativas (p = 0.002).

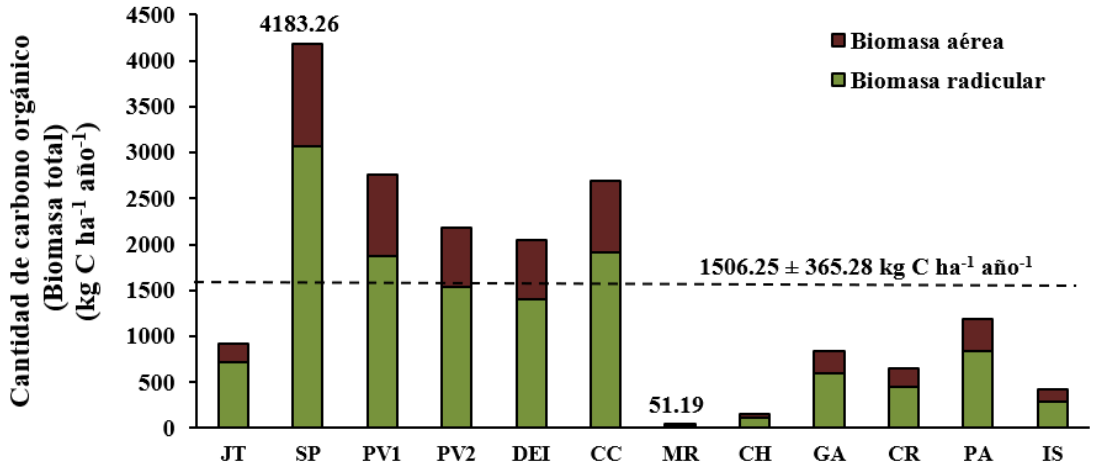


Figura 4.21. Cantidad anual de carbono orgánico en la biomasa total de la cubierta vegetal para el conjunto de parcelas (kg C ha^{-1} $año^{-1}$). La línea discontinua negra denota el valor promedio de cantidad de carbono orgánico en la cubierta vegetal espontánea para el conjunto de parcelas.

Existía una relación estadísticamente significativa entre la cantidad de carbono orgánico de la cubierta vegetal espontánea del conjunto de parcelas analizadas con el área cubierta por la misma (Figura 4.22) con un nivel de confianza del 95 % (p = 0.000). El coeficiente de correlación (R^2) resultante fue 0.64 indicando una relación relativamente fuerte entre las variables.

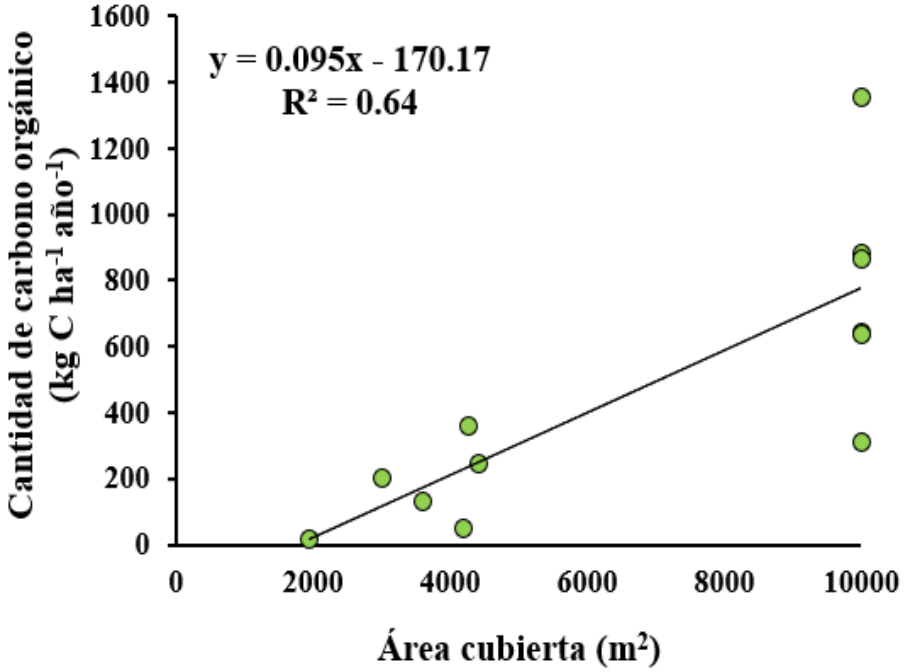


Figura 4.22. Relación lineal entre la cantidad anual de carbono orgánico acumulado en la cubierta vegetal aérea y el área cubierta por esta ($p < 0.001$).

4.5 Entradas de carbono con los restos de poda y la leña

4.5.1 Cantidad de poda y carbono orgánico en las parcelas de estudio

La tasa anual de producción de poda en peso seco del conjunto de parcelas del estudio en las que se pudo pesar la poda generada (expresada anualmente), y en otras fincas que no forman parte del conjunto de fincas de estudio, promediaron 1996.1 ± 182.0 kg ha^{-1} $año^{-1}$ (Figura 4.23), de las cuales la poda ligera supuso el 73 % (1450.8 ± 104.7 kg ha^{-1} $año^{-1}$) mientras que la leña el 27 % (545.3 ± 104.7 kg ha^{-1} $año^{-1}$), existiendo diferencias significativas ($p < 0.01$) entre ambas. La poda generada en las fincas con olivos de mayor edad en Andalucía Oriental (2990.5 ± 439.4 kg ha^{-1} $año^{-1}$) fue significativamente superior ($p < 0.01$) a aquella de las fincas cuyos olivos eran más jóvenes (1674.70 ± 180.69 kg ha^{-1} $año^{-1}$). En las fincas de Andalucía Occidental (variedad hojiblanca), la tasa anual de producción de poda generada en las fincas con árboles maduros-viejos (898.18 ± 265.36 kg ha^{-1} $año^{-1}$) fue inferior a las de las fincas con árboles más jóvenes (1591.57 ± 277.53 kg ha^{-1} $año^{-1}$), aunque las diferencias no fueron significativas ($p = 0.187$) (Figura 4.24). Hubo diferencias significativas en la cantidad de poda generada anualmente en función de la ubicación/variedad ($p = 0.028$) y de la edad de los olivos ($p = 0.013$) (Figura 4.23).

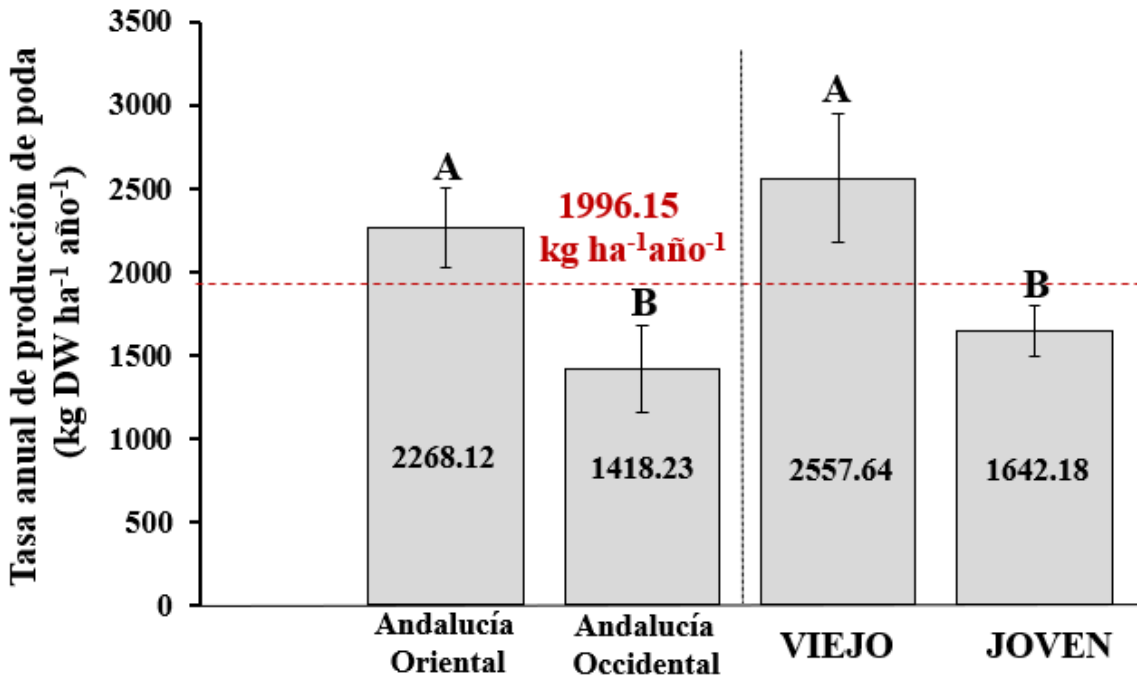


Figura 4.23. Tasa anual de producción de poda (kg DW ha^{-1} $año^{-1}$) en función de la edad de los olivos (Viejos/Jóvenes) y la ubicación de las parcelas del estudio (Andalucía Oriental/Andalucía Occidental). Las barras representan la desviación estándar. La línea roja discontinua indica el valor promedio para el conjunto de las fincas. Distintas letras denotan la existencia de diferencias significativas.

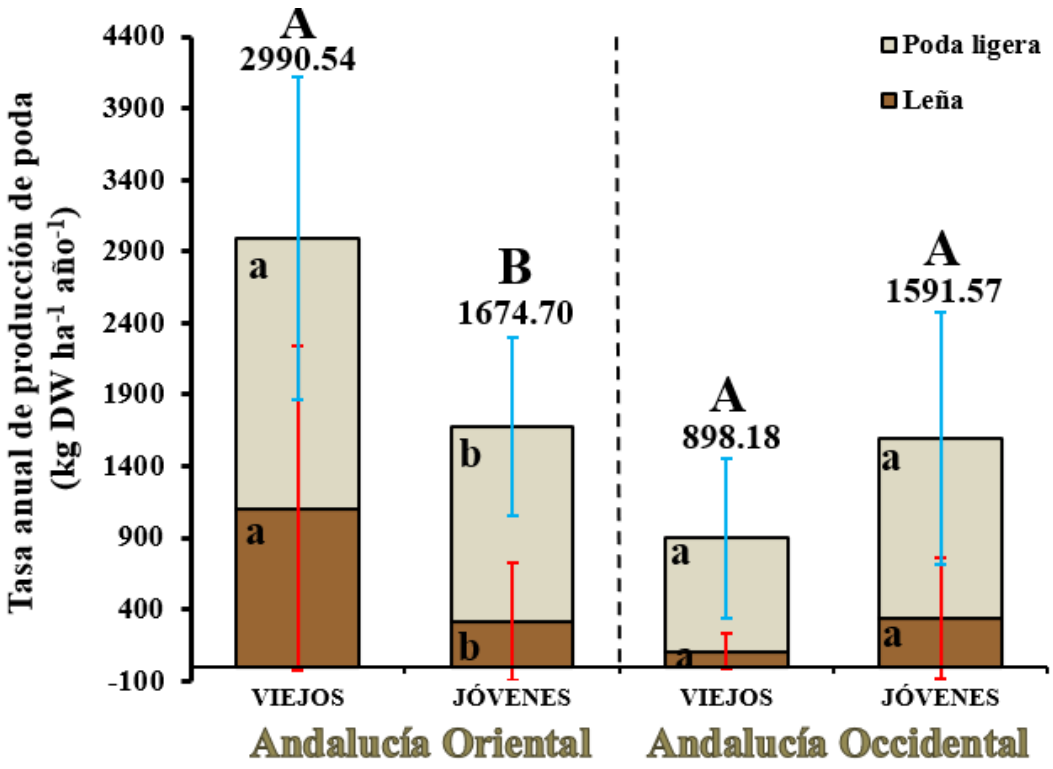


Figura 4.24. Tasa anual de producción de poda ligera y leña (kg DW ha^{-1} $año^{-1}$) en función de la edad de los olivos (Viejos/Jóvenes) y la ubicación de las fincas de estudio (Andalucía Oriental/Andalucía Occidental). Las barras representan la desviación estándar. Distintas letras minúsculas expresan diferencias significativas entre la poda ligera y la leña, mientras que mayúsculas, entre distintas edades de los olivos.

En aquellas fincas de estudio donde no se llevó a cabo la labor de poda puesto que le correspondía realizarse en otro año o porque esta era despreciable, se le asignó el valor promedio obtenido del conjunto de parcelas del estudio y externas en las que se pesó la poda. Para ello se tuvo en cuenta los factores: edad (jóvenes-viejos) y la ubicación (Andalucía Oriental – Andalucía Occidental) (Figura 4.24). En la Tabla 4.3 se muestra la tasa anual de producción de poda generada y cantidad de carbono orgánico en las fincas de estudio. La tasa anual promedio de producción de poda del conjunto de fincas fue 1833.6 ± 390.3 kg ha^{-1} $año^{-1}$, existiendo diferencias significativas entre la poda ligera y la leña ($p = 0.002$) (Figura 4.25 A), pero no las hubo cuando se comparaba el manejo ECO-CONV ($p = 0.906$). La cantidad de carbono orgánico promedió 850.1 ± 150.5 kg C ha^{-1} $año^{-1}$, existiendo también diferencias significativas entre poda ligera y leña ($p = 0.003$), (Figura 4.25 B). Sin embargo, tal y como ocurría con la tasa anual de producción de poda, no hubo diferencias en la cantidad de carbono orgánico debido al manejo ($p = 0.911$).

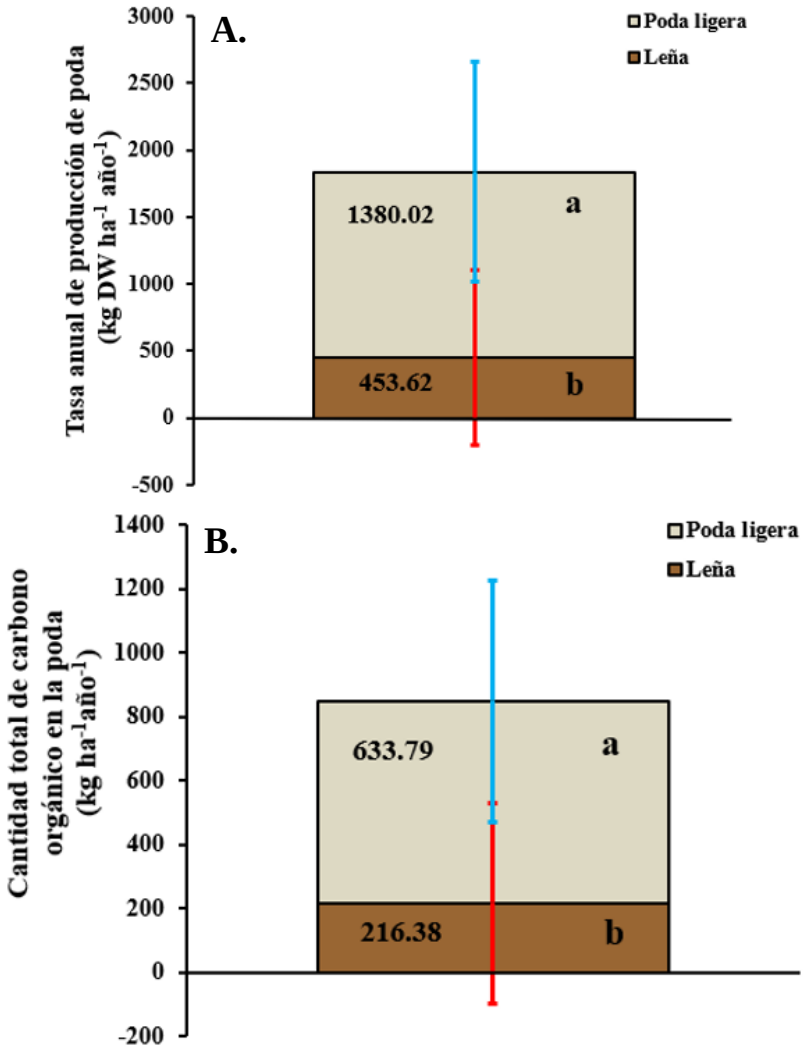


Figura 4.25. Tasa anual de producción de poda (A) y carbono orgánico (B) de la poda ligera y leña en las fincas de estudio. Las barras representan la desviación típica. Distintas letras denotan diferencias significativas.

Tabla 4.3. Tasa anual de producción de poda (en peso seco) y cantidad de carbono orgánico en las fincas de estudio.

	Tasa anual de producción de poda (kg ha^{-1} año^{-1})						**Cantidad de carbono orgánico (kg C ha^{-1} año^{-1})**					
Finca	**Poda ligera** $(\bar{\chi})$	**σx**	**Leña** $(\bar{\chi})$	**σx**	**Total** $(\bar{\chi})$	**σx**	**Poda ligera** $(\bar{\chi})$	**σx**	**Leña** $(\bar{\chi})$	**σx**	**Total** $(\bar{\chi})$	**σx**
JT-ECO	264.06	23.62	60.47	60.47	324.53	76.75	121.71	10.89	28.84	28.84	150.55	36.32
JT-CONV*	1887.18	234.20	1103.36	235.91	2990.54	439.39	869.85	108.08	526.31	158.31	1396.16	225.42
SP-ECO	1481.60	107.46	269.06	151.09	1750.66	225.90	682.91	49.53	128.34	72.07	811.25	106.35
SP-CONV	2047.80	424.41	534.75	237.26	2582.55	649.55	929.00	192.54	255.08	113.17	1184.08	300.03
PV1-ECO*	1887.18	234.20	1103.36	235.91	2990.54	439.39	869.85	108.08	526.31	158.31	1396.16	225.42
PV1-CONV*	1887.18	234.20	1103.36	235.91	2990.54	439.39	869.85	108.08	526.31	158.31	1396.16	225.42
PV2-ECO	2486.08	247.48	1621.50	587.99	4107.58	799.10	1145.91	114.07	773.46	280.47	1919.36	377.61
PV2-CONV*	1360.12	117.73	314.59	78.10	1674.70	180.69	626.92	70.60	150.06	40.91	776.97	113.70
DEI-ECO	1000.36	304.97	24.57	49.14	1024.93	168.80	457.27	69.70	11.72	11.72	468.99	77.51
DEI-CONV	1433.45	176.42	340.34	209.54	1773.79	371.98	660.72	81.32	162.34	99.95	823.06	174.72
CC-ECO	2925.86	493.63	2082.94	679.69	5008.80	1157.56	1348.61	227.53	993.56	324.21	2342.17	544.37
CC-CONV*	1887.18	234.20	1103.36	235.91	2990.54	439.39	869.85	108.08	526.31	158.31	1396.16	225.42
MR-ECO	1696.17	562.06	527.25	86.46	2223.42	624.54	778.26	257.89	251.50	41.24	1029.76	287.75
MR-CONV*	793.51	226.92	104.68	49.79	898.18	265.36	364.37	88.64	49.93	29.40	414.30	130.97
CH-ECO	1848.71	575.13	0.00	0.00	1848.71	575.13	848.44	263.95	0.00	0.00	848.44	263.95
CH-CONV*	1253.37	207.89	338.21	99.68	1591.58	277.53	575.54	80.84	161.32	54.85	736.86	134.48
GA-ECO	543.02	63.58	226.88	130.99	769.90	180.16	248.54	29.10	108.22	62.48	356.76	84.90
GA-CONV*	793.51	226.92	104.68	49.79	898.18	265.36	364.37	88.64	49.93	29.40	414.30	130.97
CR-ECO	372.12	39.60	15.63	15.63	387.75	55.19	171.17	18.22	7.45	7.45	178.62	25.65
CR-CONV*	1253.37	207.89	338.21	99.68	1591.58	277.53	575.54	80.84	161.32	54.85	736.86	134.48
PA-ECO	626.22	71.01	0.00	0.00	626.22	71.01	287.86	32.64	0.00	0.00	287.86	32.64

	Tasa anual de producción de poda (kg ha^{-1} año^{-1})						Cantidad de carbono orgánico (kg C ha^{-1} año^{-1})					
Finca	**Poda ligera** $(\bar{\chi})$	**σx**	**Leña** $(\bar{\chi})$	**σx**	**Total** $(\bar{\chi})$	**σx**	**Poda ligera** $(\bar{\chi})$	**σx**	**Leña** $(\bar{\chi})$	**σx**	**Total** $(\bar{\chi})$	**σx**
PA-CONV*	1253.37	207.89	338.21	99.68	1591.58	277.53	575.54	80.84	161.32	54.85	736.86	134.48
IS-ECO	1214.81	279.88	193.73	64.96	1408.54	297.48	558.84	128.75	92.41	30.98	651.25	137.26
IS-CONV*	1253.37	207.89	338.21	99.68	1591.58	277.53	575.54	80.84	161.32	54.85	736.86	134.48

	Tasa anual de producción de poda (kg DW ha^{-1} año^{-1})						Cantidad de carbono orgánico en la poda (kg C ha^{-1} año^{-1})					
Parcelas	**Poda ligera**	**σx**	**Leña**	**σx**	**Total**	**σx**	**Poda ligera**	**σx**	**Leña**	**σx**	**Total**	**σx**
$\bar{\chi}$	1380.02	227.77	453.62	181.49	1833.64	390.33	633.79	104.75	216.38	86.57	850.17	182.58
Máx	2925.86	493.63	2082.94	679.69	5008.80	1157.56	1348.61	227.53	993.56	324.21	2342.17	544.37
Mín	264.06	23.62	0*	CH-ECO/PA-ECO	324.53	76.75	121.71	10.89	0*	CH-ECO/PA-ECO	150.55	36.32

El promedio, máximo y mínimo obtenido corresponde a las fincas de estudio en las que se pudo pesar la poda en campo, obviando por tanto aquellas fincas que se le asignó el valor promedio obtenido del conjunto de fincas del estudio y externas (Figura 4.24), y que en la tabla vienen identificadas con un asterisco *.

En las fincas CH-ECO/PA-ECO no se generó leña para la campaña 2020-21, de ahí el valor de cero. Sin embargo, lo habitual es que se genere leña aunque esta sea mínima. Por lo tanto, en los cálculos del balance de carbono y huella de carbono se asignó a estas fincas el valor promedio de leña y cantidad de carbono del conjunto de fincas de Andalucía Occidental-Jóvenes, donde el valor promedio de la leña resultante fue 338.21 ± 99.68 kg ha^{-1} año^{-1} y la cantidad de carbono orgánico 161.32 ± 54.85 kg C ha^{-1} año^{-1}.

4.6 Entradas de carbono orgánico con la aplicación de alperujo, estiércol y otros fertilizantes orgánicos

La cantidad de carbono orgánico que entra en las fincas con estas enmiendas orgánicas dependió de la cantidad de material añadido y su contenido de carbono orgánico (véase apartado *3.8.3 Cantidad de carbono orgánico presente en el alperujo, estiércol y otros fertilizantes orgánicos*) (Tabla 4.4).

Tabla 4.4. Cantidad anual añadida (en peso seco) de alperujo, estiércol u otros fertilizantes orgánicos, y la cantidad de carbono orgánico aportada por los mismos.

Enmienda orgánica	Fincas y cantidad añadida (kg ha^{-1} $año^{-1}$)	Cantidad de carbono orgánico (kg C ha^{-1} $año^{-1}$)
Alperujo fresco	JT-ECO: 518.4 SP-ECO: 2137.50	JT-ECO: 253.86 SP-ECO: 1043.21
Compost de alperujo	DE-ECO: 3348.12	DE-ECO: 827.64
Estiércol de caballo	SP-ECO: 256.76	SP-ECO: 116.28
Estiércol de oveja	CC-ECO: 50.58 JT-ECO: 313.95	CC-ECO: 20.83 JT-ECO: 132.64
Estiércol de cabra	CH-CONV: 2108.03 GA-ECO: 350.46 CR-CONV: 1945.05	CH-CONV: 831.40 GA-ECO: 138.22 CR-CONV: 767.12
Otros fertilizantes orgánicos	PV1-ECO: 220 PA-CONV: 109.89	PV1-ECO: 44 PA-CONV: 54.95

Sólo 3 fincas aportaban alperujo y las cantidades aportadas en peso seco oscilaron entre 0.5 y 3.3 t ha^{-1} $año^{-1}$, suponiendo para el conjunto de las fincas una entrada anual promedio de 0.71 t C ha^{-1} $año^{-1}$ de carbono orgánico. SP-ECO (1.04 t C ha^{-1} $año^{-1}$) fue la finca dónde más carbono orgánico se aportó mediante la aplicación de alperujo, mientras que en JT-ECO se aportaba tan solo 0.25 t C ha^{-1} $año^{-1}$. En promedio, la cantidad de carbono orgánico aportada por los distintos estiércoles (caballo, oveja y cabra) fue 0.33 t C ha^{-1} $año^{-1}$, siendo la finca CH-CONV donde se incorporaba una mayor cantidad de estiércol de oveja (0.83 t C ha^{-1} $año^{-1}$), y en CC-ECO (0.02 t C ha^{-1} $año^{-1}$) donde menos. Las entradas de carbono orgánico por fertilizantes orgánicos comerciales fueron mínimas, y para el conjunto de las fincas fue de 0.05 t C ha^{-1} $año^{-1}$.

4.7 Entradas de carbono a partir de hojas, ramas, flores y frutos caídos del olivo

4.7.1 Cantidad anual de biomasa que cae al suelo de los olivos

La cantidad total de biomasa (kg peso seco/ha^{-1} $año^{-1}$) que cayó en forma de hojas, flores, ramitas y frutos fue ligeramente superior en aquellos olivares con un marco de plantación intensivo (2111.95 ± 166.82 kg ha^{-1} $año^{-1}$) frente al tradicional (2000.95 ± 196.65 kg ha^{-1} $año^{-1}$) (Figura 4.26). Sin embargo, no hubo diferencias significativas ($p = 0.676$). Tampoco hubo diferencias significativas ($p = 0.557$) en el área (en una hectárea)

de copa de los árboles debida al marco de plantación (Figura 4.27). En ambos marcos de plantación, la tendencia fue de una mayor caída de material vegetativo (hojas y ramitas), seguido del fruto y por último de flor. Hubo diferencias significativas entre los distintos tipos de biomasa en el marco de plantación intensivo, mientras que en aquellos olivos con un marco tradicional, la caída de material vegetativo fue significativamente superior (1260.35 ± 180.21 kg ha^{-1} $año^{-1}$) al de frutos y flores, sin que existiese diferencias significativas entre estos dos últimos (Figura 4.26).

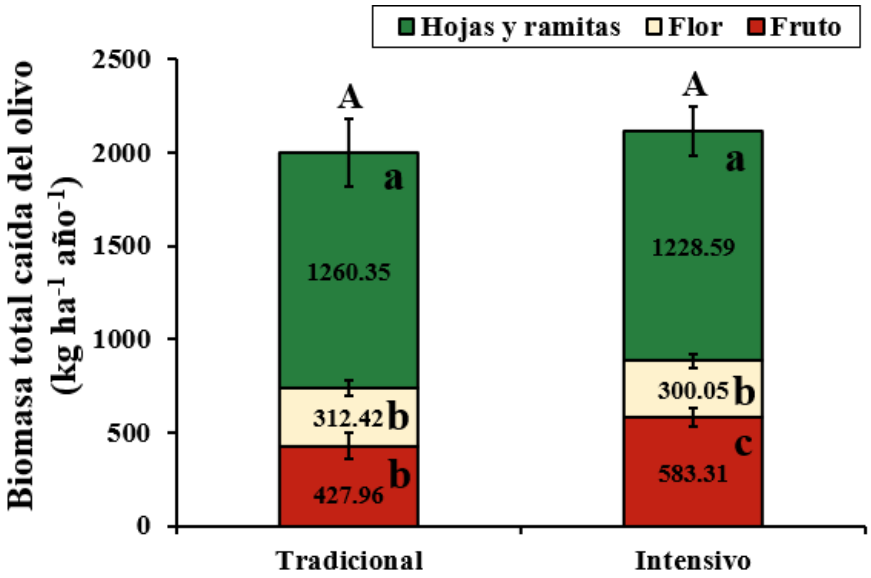


Figura 4.26. Biomasa total anual caída del olivo (kg ha^{-1} $año^{-1}$), que incluyen hojas y ramitas, flor y fruto, en función del marco de plantación (tradicional e intensivo). Las barras representan el error estándar. Distintas letras minúsculas y mayúsculas denotan diferencias significativas entre el tipo de material y entre los dos marcos de plantación, respectivamente.

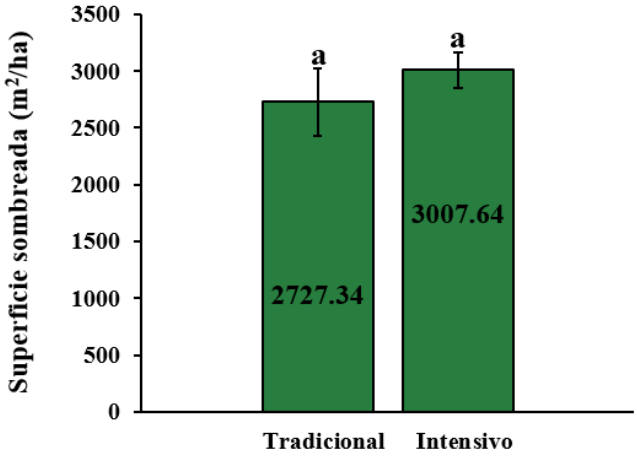


Figura 4.27. Área de copa de los olivos (m^2/ha) en función del marco de plantación. Las barras representan el error estándar. Distintas letras expresan diferencias significativas.

Independientemente del marco de plantación, la cantidad de biomasa recogida durante los meses de primavera fue un 100 %, 560 % y 500 % superior que en los meses

de verano, otoño e invierno, respectivamente. Los menores valores se obtuvieron en otoño e invierno, sin que hubiese diferencias significativas entre estos dos periodos. La contribución de biomasa vegetativa fue muy superior (en primavera y verano) o similar (otoño o invierno) que la biomasa de flores y frutos abortados. Sólo se recogió una cantidad de flor significativa durante primavera (Figura 4.28 A y B).

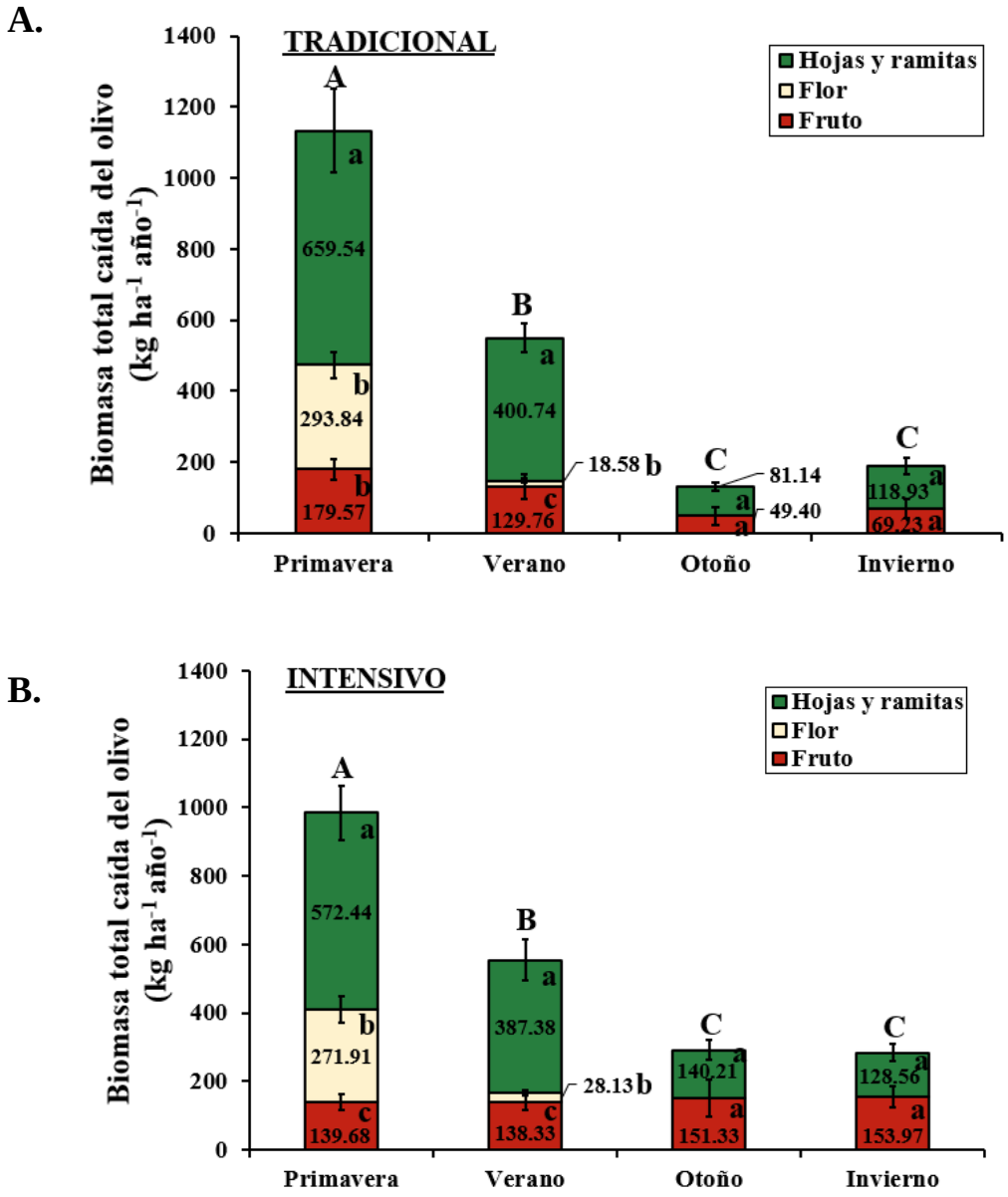


Figura 4.28. Biomasa total caída del olivo (kg ha^{-1} $año^{-1}$) en las distintas estaciones del año (primavera, verano, otoño e invierno) en olivares tradicionales (A) e intensivos (B). Las barras representan el error estándar. Distintas letras minúsculas y mayúsculas expresan la existencia de diferencias significativas entre materiales (hojas y ramitas, flor y frutos) y entre estaciones del año, respectivamente.

El promedio ponderado de carbono orgánico en las fincas con un marco de plantación tradicional e intensivo fue de 48.87 ± 0.006 % y 45.02 ± 0.04 %, respectivamente, sin que hubiese diferencias significativas ($p = 0.119$) debido al marco de plantación. Sin embargo, el contenido de carbono orgánico varió en función del tipo de biomasa, con independencia del marco de plantación. Los valores fueron

significativamente superiores en el fruto (53 %) con respecto a la hoja y ramitas (44 %) y flores (46 %), sin que hubiese diferencias significativas entre los dos últimos. Ahora bien, hubo una diferencia significativa parcial cuando caían las flores y se consideraba el marco de plantación, siendo superior en aquel tradicional. La tendencia al igual que en el marco de plantación tradicional, fue de un mayor contenido de carbono orgánico en el fruto respecto al resto de partes (Figura 4.29).

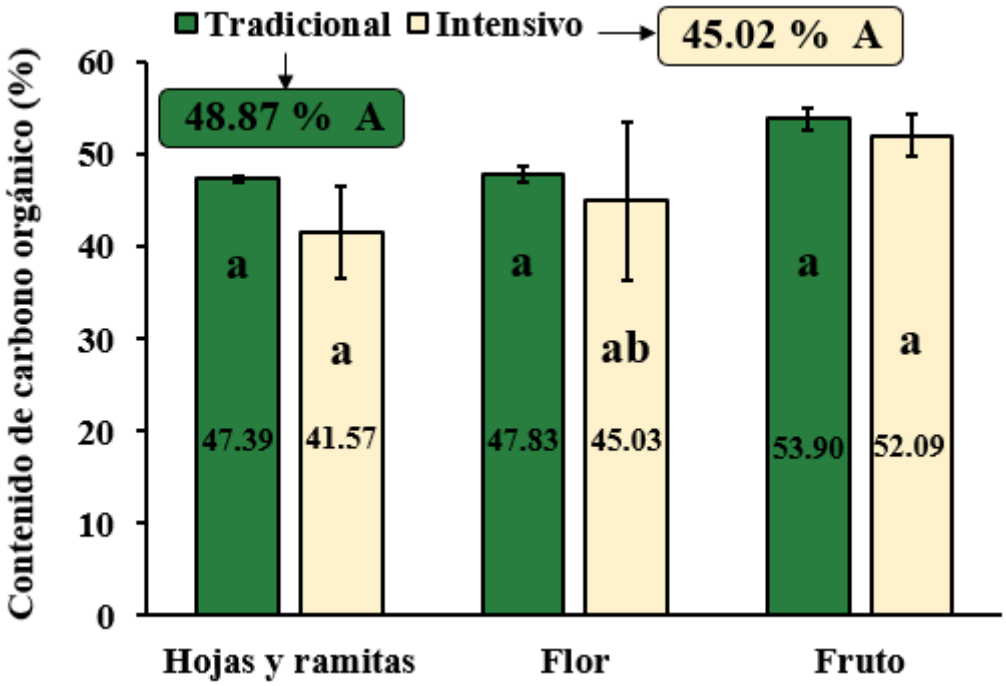


Figura 4.29. Contenido de carbono orgánico (%) de hojas y ramitas, flor y fruto en los olivares tradicionales e intensivos. Las barras representan el error estándar. Distintas letras minúsculas y mayúsculas expresan la existencia de diferencias significativas en función del marco de plantación y entre hojas y ramitas, flor y fruto, respectivamente.

La cantidad de carbono orgánico en la biomasa del olivo que cayó al suelo no mostró diferencias significativas entre el manejo tradicional (972.07 ± 100.49 kg C ha^{-1} $año^{-1}$) e intensivo (962.65 ± 67.05 kg C ha^{-1} $año^{-1}$) ($p = 0.106$) (Figura 4.30). Las hojas/ramitas fueron las responsables de la mayor parte del carbono orgánico que cayó del árbol al suelo, tanto en el olivar tradicional (600.2 kg C ha^{-1} $año^{-1}$) como en el intensivo (513.1 kg C ha^{-1} $año^{-1}$), sin que hubiese diferencias significativas entre ambos. El fruto fue el segundo tipo de biomasa que más carbono orgánico aportó (222.0 y 315.5 kg C ha^{-1} $año^{-1}$ para el tradicional e intensivo respectivamente), sin que hubiese diferencias significativas con la flor en el tradicional, pero sí en el intensivo.

Al igual que ocurrió con los valores de biomasa, durante la primavera cayó hacia el suelo el 48 % del carbono que cayó durante un año. En verano, cayó el 27 % y entre el otoño y el invierno el 25 % restante, sin que hubiese diferencias significativas entre estas dos últimas estaciones. En primavera y verano, la mayor cantidad de carbono orgánico que cayó al suelo correspondió a la caída de hojas y ramitas (Figura 4.31 A y B).

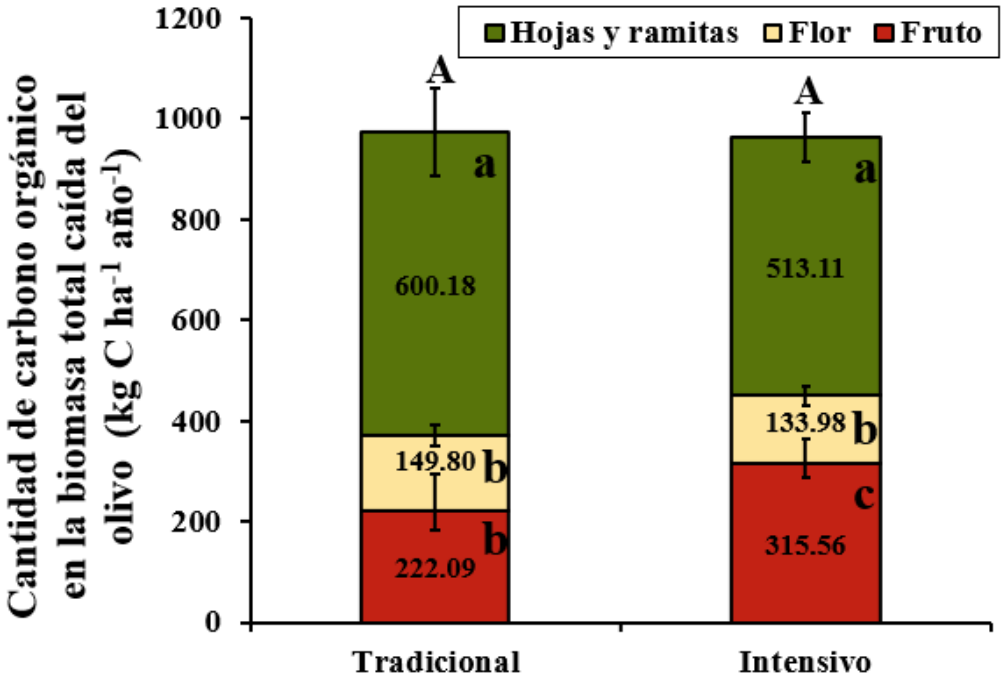


Figura 4.30. Tasa anual de carbono orgánico (kg C ha^{-1} $año^{-1}$) que cae del olivo hacia el suelo en función del marco de plantación (tradicional e intensivo). Las barras representan el error estándar. Distintas letras minúsculas y mayúsculas expresan la existencia de diferencias significativas en función del tipo de material (hojas y ramitas, flor y frutos) y entre marcos de plantación, respectivamente.

A.

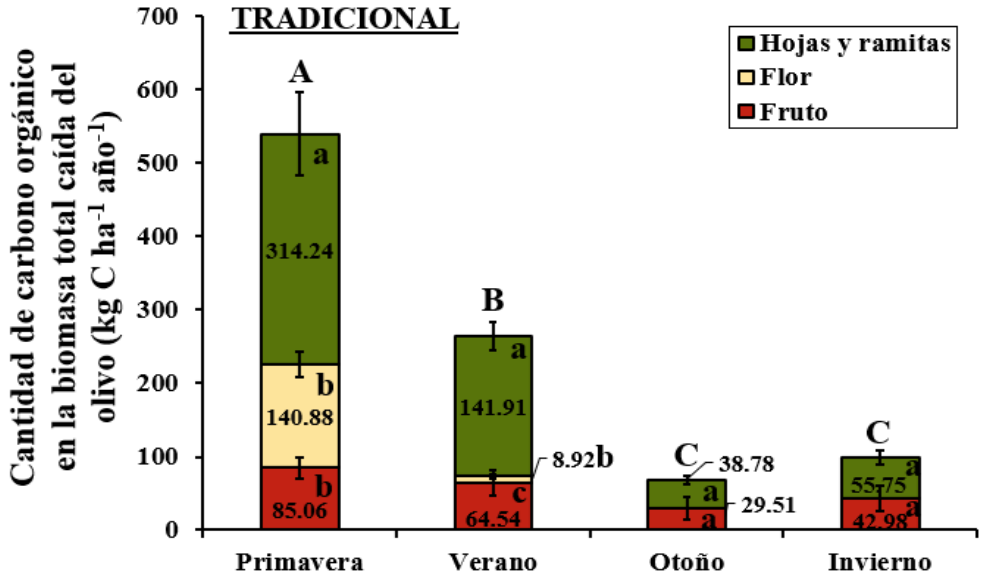


Figura 4.31 A. Cantidad de carbono orgánico que cae del olivo hacia el suelo (kg C ha^{-1} $año^{-1}$) en las distintas estaciones del año (primavera, verano, otoño e invierno) y en función del marco de plantación; tradicional Las barras representan el error estándar. Distintas letras minúsculas y mayúsculas expresan la existencia de diferencias significativas en función del tipo de material (hojas y ramitas, flor y frutos) y entre estaciones del año, respectivamente.

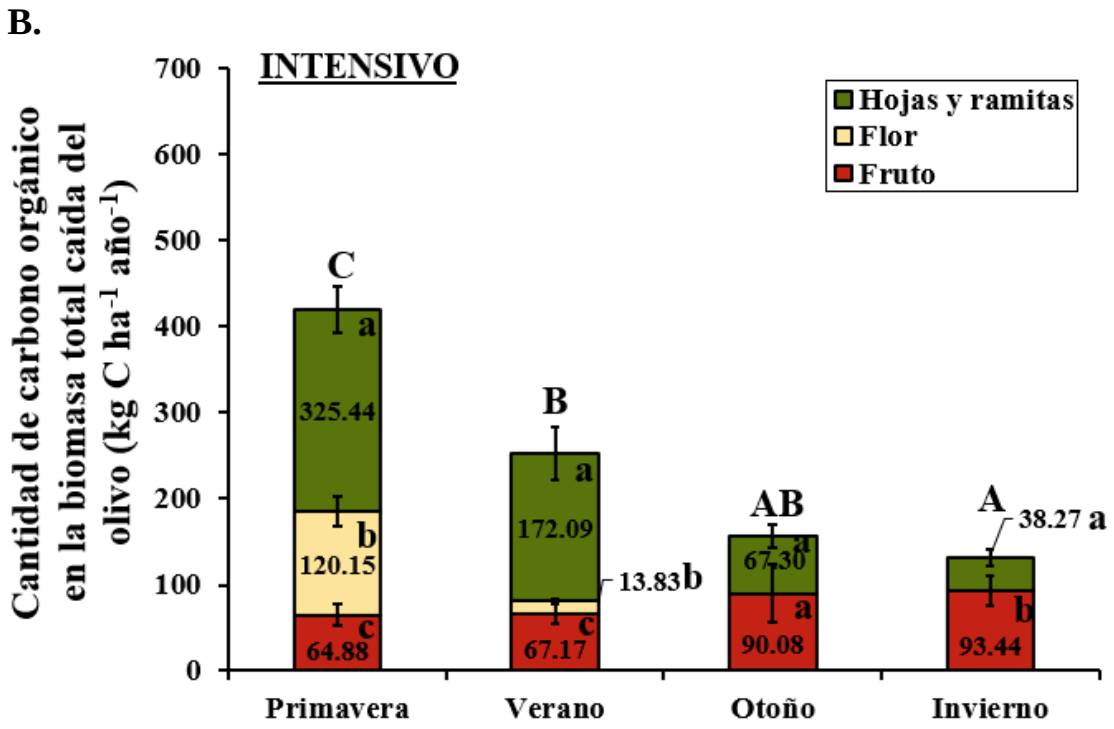


Figura 4.31 B. Cantidad de carbono orgánico que cae del olivo hacia el suelo (kg C ha^{-1} $año^{-1}$) en las distintas estaciones del año (primavera, verano, otoño e invierno) y en función del marco de plantación; tradicional intensivo. Las barras representan el error estándar. Distintas letras minúsculas y mayúsculas expresan la existencia de diferencias significativas en función del tipo de material (hojas y ramitas, flor y frutos) y entre estaciones del año, respectivamente.

Las tasas medias mensuales (kg C ha^{-1} mes^{-1}) de entrada de carbono orgánico al suelo procedente de la caída de biomasa de árbol se muestran en la Tabla 4.5.

Tabla 4.5. Tasas medias mensuales (kg C ha^{-1} mes^{-1}) de entrada de carbono orgánico procedente de la caída de biomasa del árbol en función del material, el marco de plantación y la estación del año.

		Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total
Tradicional	**Hojas y ramitas**	104.75 ± 18.94	63.80 ± 6.53	12.93 ± 2.07	18.58 ± 3.42	50.01 ± 7.25
	Flor	46.96 ± 5.94	2.97 ± 0.98	0.00	0.00	12.48 ± 1.70
	Fruto	28.35 ± 4.67	21.51 ± 5.81	9.84 ± 5.13	14.33 ± 5.77	18.51 ± 3.31
Intensivo	**Hojas y ramitas**	78.48 ± 8.80	57.36 ± 10.12	22.43 ± 4.51	12.76 ± 3.36	42.76 ± 4.17
	Flor	40.05 ± 5.79	4.61 ± 1.17	0.00	0.00	11.17 ± 1.55
	Fruto	21.63 ± 4.16	22.39 ± 3.92	30.03 ± 11.36	31.15 ± 5.98	26.30 ± 2.26

4.8 Cantidad de carbono orgánico en las hojas y ramas caídas durante la recolección

La cantidad de hojas y ramas caídas durante la recolección por árbol para el conjunto de parcelas muestreadas promedió 0.86 ± 0.35 kg/árbol. En las fincas con un marco de plantación tradicional la cantidad de biomasa (1.07 ± 0.33 kg/árbol) fue significativamente superior que las fincas en intensivo (Figura 4.32). En una hectárea, la cantidad de ramitas y hojas (peso seco) promedio fue de 111.9 ± 45.8 kg ha^{-1} $año^{-1}$, y hubo diferencias significativas debida al marco de plantación (p = 0.026) (Figura 4.33).

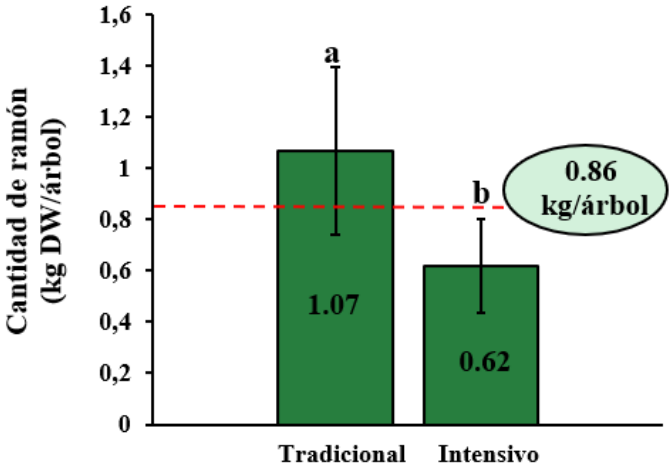


Figura 4.32. Cantidad de hojas y ramitas que caen durante la recolección en fincas de olivar tradicional e intensivas (kg DW/árbol). Las barras representan la desviación estándar. Distintas letras expresan la existencia de diferencias significativas debidas al marco de plantación. La línea discontinua roja y el número dentro del círculo muestran la cantidad promedio para el conjunto de las fincas estudiadas.

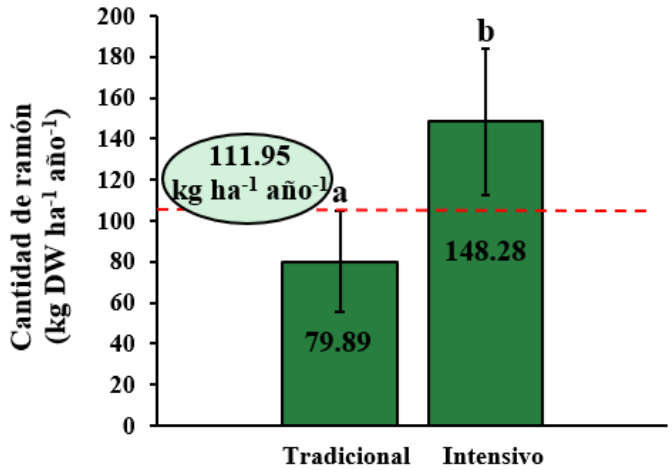


Figura 4.33. Tasa anual de biomasa (kg DW ha^{-1} $año^{-1}$) en forma de hojas y ramitas que caen durante la recolección en fincas de olivar tradicional e intensivas. Las barras representan la desviación estándar. Distintas letras expresan la existencia de diferencias significativas debidas al marco de plantación. La línea discontinua roja y el número dentro del círculo muestran la tasa anual promedio para el conjunto de las fincas estudiadas.

La cantidad promedio de carbono orgánico que cae al suelo durante la recolección de la aceituna fue de 53.4 ± 21.7 kg C ha^{-1} $año^{-1}$, existiendo diferencias significativas (p= 0.035) entre el marco de plantación tradicional e intensivo (Figura 4.34).

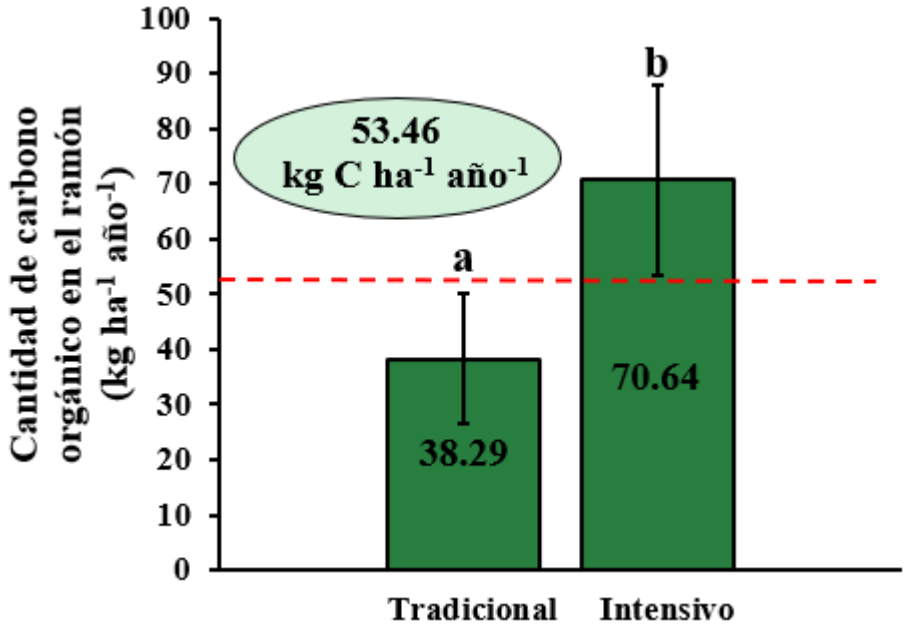


Figura 4.34. Tasa anual de carbono orgánico (kg C ha^{-1} $año^{-1}$) que cae al suelo en forma de hojas y ramitas durante la recolección en fincas de olivar tradicional e intensivas. Las barras representan la desviación estándar. Distintas letras expresan la existencia de diferencias significativas debidas al marco de plantación. La línea discontinua roja y el número dentro del círculo muestran la tasa anual promedio para el conjunto de las fincas estudiadas.

4.9 Entradas de carbono con el fruto y hojín

4.9.1 Cantidad de fruto y hojín producido

La cantidad de aceituna producida en la campaña 2020-21 (peso fresco), así como la cantidad de pulpa, hueso y hojín cosechados (en peso fresco) en las distintas parcelas de estudio se muestran en la Tabla 4.6 siguiente:

Tabla 4.6. Producción de aceituna (peso fresco) y cantidad de pulpa, hueso y hojín (peso seco) cosechados en las fincas de estudio. Las fincas que van acompañadas de un asterisco (*) fueron aquellas en las que se obtuvo la producción de aceituna a partir de la producción de fincas cercanas y similares en términos de edad y marco de plantación.

Parcelas	Producción	Pulpa	Hueso	Hojín
	(kg ha^{-1} $año^{-1}$)			
JT-ECO	2650.00	695.49	366.54	152.70
JT-CONV*	4137.50	1085.88	572.29	238.41
SP-ECO	7125.00	1869.94	985.51	410.56

Parcelas	Producción	Pulpa	Hueso	Hojín
	(kg ha^{-1} año^{-1})			
SP-CONV	7142.90	1874.64	987.99	411.59
PV1-ECO	5000.00	1312.24	691.59	288.11
PV1-CONV	1942.00	509.67	268.61	111.90
PV2-ECO	5000.00	1312.24	691.59	288.11
PV2-CONV	7200.00	1889.62	995.88	414.88
DEI-ECO	2913.40	764.62	402.97	167.88
DEI-CONV	5625.00	1476.27	778.03	324.12
CC-ECO	7000.00	1837.13	968.22	403.35
CC-CONV*	3965.02	1040.61	548.43	228.47
MR-ECO	8843.00	2320.83	1223.14	509.55
MR-CONV*	6859.00	1800.13	948.72	395.23
CH-ECO	4723.00	1239.54	653.27	272.15
CH-CONV	4396.00	1153.72	608.04	253.31
GA-ECO	3745.07	982.89	518.01	215.80
GA-CONV	4655.00	1221.69	643.87	268.23
CR-ECO*	3148.50	826.32	435.49	181.42
CR-CONV	4355.00	1142.96	602.37	250.94
PA-ECO	8500.00	2230.81	1175.70	489.79
PA-CONV	4875.00	1279.43	674.30	280.91
IS-ECO	3795.00	995.99	524.91	218.68
IS-CONV	3500.00	918.57	484.11	201.68
Promedio	5045.64	1324.22	697.90	290.74
Desv. típica	379.51	99.60	52.49	21.87
Máx	8843.00	2320.83	1223.14	509.55
Mín	1942.00	509.67	268.61	111.90

La producción de aceitunas para el conjunto de parcelas para la campaña 2020-21 promedió 5045.64 kg ha^{-1} año$^{-1.}$ La cantidad de hojín cosechada fue inferior (290.74 kg ha^{-1} año^{-1}) a la suma de la pulpa y hueso en peso seco que promediaron (en peso seco) 2022.1 kg ha^{-1} año^{-1}.

No hubo diferencias significativas en la producción de aceituna o en la cantidad de pulpa, hueso u hojín cosechados debido al manejo (ECO y CONV, p = 0.687) o al marco de plantación (p = 0.216). La finca con mayor producción, y por tanto, mayor cantidad de pulpa, hueso y hojín cosechados, fue MR-ECO, y la que menos PV1-CONV.

4.9.2 Cantidad de carbono orgánico en el fruto y hojín cosechados

La cantidad de carbono orgánico en 1000 kg de aceitunas (peso fresco) fue de 232.45 ± 12.95 kg C. El carbono orgánico contenido en la pulpa representó en promedio el 70.1 %, mientras que el 30 % restante es carbono orgánico en el hueso (Figura 4.35).

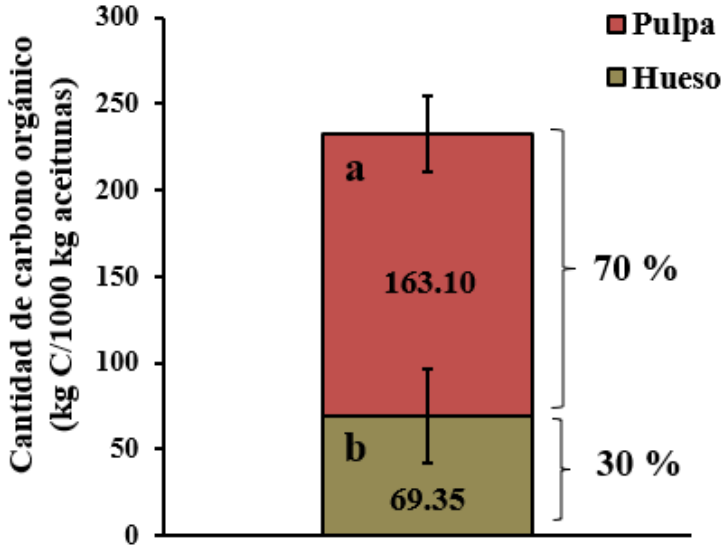


Figura 4.35. Cantidad de carbono orgánico (kg C/1000 kg aceitunas). Las barras representan la desviación estándar. Distintas letras expresan la existencia de diferencias significativas entre la pulpa y el hueso de la aceituna.

La cantidad de carbono orgánico en el fruto y en el hojín (campaña 2020-21) de las fincas de estudio se recogen en la Tabla 4.7.

Tabla 4.7. Cantidad anual de carbono orgánico en la pulpa y hueso, y por lo tanto, en el fruto y hojín cosechados en las fincas de estudio. Las fincas con un asterisco (*) fueron aquellas en las que se obtuvo la producción de aceituna a partir de la producción de parcelas similares en términos de edad y marco de plantación.

Fincas	Pulpa	Hueso	Fruto	Hojín	Cosechado
	Cantidad de carbono orgánico (kg C ha^{-1} $año^{-1}$)				
JT-ECO	432.22	183.77	615.99	72.75	688.74
JT-CONV*	674.84	286.92	961.76	113.58	1075.35
SP-ECO	1162.11	494.10	1656.21	195.60	1851.81
SP-CONV	1165.03	495.34	1660.37	196.09	1856.46
PV1-ECO	815.51	346.74	1162.25	137.26	1299.51
PV1-CONV	316.75	134.67	451.42	53.31	504.73
PV2-ECO	815.51	346.74	1162.25	137.26	1299.51
PV2-CONV	1174.34	499.30	1673.64	197.66	1871.30
DEI-ECO	475.18	202.04	677.22	79.98	757.20

Fincas	Pulpa	Hueso	Fruto	Hojín	Cosechado
	Cantidad de carbono orgánico (kg C ha^{-1} $año^{-1}$)				
DEI-CONV	917.45	390.08	1307.53	154.42	1461.95
CC-ECO	1141.72	485.43	1627.15	192.17	1819.32
CC-CONV*	646.71	274.96	921.67	108.85	1030.52
MR-ECO	1442.32	613.24	2055.56	242.76	2298.32
MR-CONV*	1118.72	475.65	1594.37	188.30	1782.67
CH-ECO	770.33	327.53	1097.86	129.66	1227.52
CH-CONV	717.00	304.85	1021.85	120.68	1142.53
GA-ECO	610.83	259.71	870.54	102.81	973.35
GA-CONV	759.24	322.81	1082.05	127.79	1209.85
CR-ECO*	513.53	218.34	731.87	86.43	818.30
CR-CONV	710.31	302.01	1012.32	119.56	1131.88
PA-ECO	1386.37	589.45	1975.83	233.35	2209.17
PA-CONV	795.13	338.07	1133.19	133.83	1267.02
IS-ECO	618.97	263.17	882.15	104.18	986.33
IS-CONV	570.86	242.72	813.58	96.08	909.66
Promedio	822.96	349.90	1172.86	138.52	1311.37
Desv. típica	61.90	26.32	88.22	10.42	98.64
Máx	1442.32	613.24	2055.56	242.76	2298.32
Mín	316.75	134.67	451.42	53.31	504.73

La cantidad promedio de carbono orgánico en la biomasa cosechada (fruto más hojín) fue de 1311.4 kg C ha^{-1} $año^{-1}$ para el conjunto de las fincas.

No hubo diferencias significativas en la cantidad de carbono orgánico en la pulpa, hueso, fruto, hojín o en el total, como consecuencia del manejo (ECO versus CONV; $p = 0.687$) o marco de plantación (tradicional versus intensivo; $p = 0.216$).

En tres de las 24 fincas (véase Tabla 3.1 A y B) se aplicaba parte del hojín que se acumulaba en la almazara. La Tabla 4.8, recoge la cantidad de hojín (peso seco) y carbono orgánico que se aplicó en estas fincas.

Tabla 4.8. Cantidad anual de hojín y carbono orgánico presente en el mismo, en aquellas fincas en las que se añadió esta enmienda orgánica.

Fincas	Hojín añadido (kg peso seco ha^{-1} $año^{-1}$)	Cantidad de carbono orgánico (kg C ha^{-1} $año^{-1}$)
SP-ECO	410.56	195.6
PV1-ECO	60	28.59
MR-ECO	60	28.59

4.10 Entradas totales de carbono orgánico en los olivares

La cantidad media anual de carbono orgánico que entra en los olivares estudiados promedió 4.72 ± 0.34 t C ha^{-1} $año^{-1}$. El valor promedio en las fincas ECO (5.52 t C ha^{-1} $año^{-1}$) fue un 41 % significativamente (p = 0.013) más alto que el de las fincas CONV (3.91 t C ha^{-1} $año^{-1}$) (Figura 4.36).

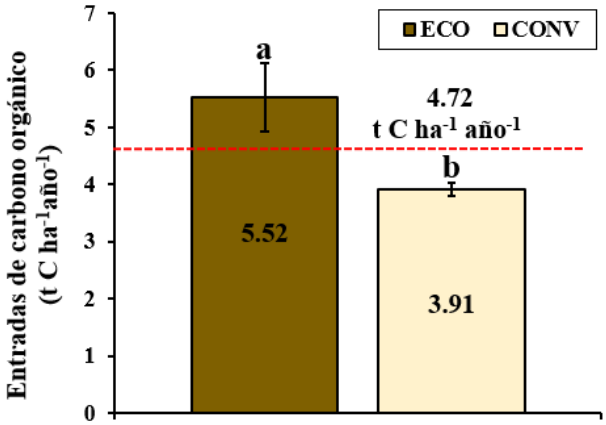


Figura 4.36. Tasa anual de entradas de carbono orgánico (t C ha^{-1} $año^{-1}$) en el conjunto de olivares ECO y CONV. Las barras representan el error estándar. La línea discontinua roja, así como el número que se muestra sobre esta, indica la tasa anual promedio para el conjunto de fincas. Diferentes letras denotan diferencias significativas.

Hubo una elevada variabilidad entre fincas; entre los 3.21 t C ha^{-1} $año^{-1}$ correspondientes a un olivar tradicional de secano (PV1-CONV) hasta los 9.72 t C ha^{-1} $año^{-1}$, en un olivar tradicional de regadío, donde la producción primaria neta de la cubierta vegetal espontánea fue la mayor, y además, todo el alperujo producido se aplicaba al suelo (SP-ECO) (Figura 4.37). Las entradas de carbono orgánico que más contribuyeron fueron el fruto, es decir pulpa más hueso (25.61 % en promedio; máx y mín; 38.65 % y 12.39 %, respectivamente), seguido del carbono tomado de la atmósfera por las hojas y flores (22.38 % en promedio; máx y mín; 30.28 % y 10 %, respectivamente), que terminarán en el suelo debajo de la copa del árbol, y en tercer lugar, los restos de poda (14 % en promedio; máx y mín; 27.10 % y 3.58 %, respectivamente). El carbono que anualmente se almacena en las estructuras permanentes de los árboles contribuyeron, en promedio, al 12.53 % (máx y mín; 31.94 % y 3.15 %, respectivamente) de la entrada anual de carbono. Finalmente, la entrada anual de carbono debida a la cubierta vegetal, promedió 12.18 % %, en el total de las fincas, incluyendo las que no implementaban cubierta. No obstante, representaban el 25 % de las entradas totales de CO_2 si se consideraba sólo el conjunto de parcelas con cubierta vegetal (máx y mín; 43.03 % y 0.92 %, respectivamente). Las entradas de carbono orgánico que menos contribuyeron al total, fueron los fertilizantes orgánicos comerciales (0.09 %), seguido de la incorporación de hojas de almazara (0.12 %). La contribución de las hojas y ramas caídas del olivo durante la recolección, así como la incorporación del alperujo tuvieron una contribución similar (1.41 % y 1.39 %, respectivamente). El estiércol supuso el 1.96 %, mientras que la leña el 5.31 %.

El carbono que entra anualmente en las fincas procedente del CO_2 atmosférico, y que no es gestionado directamente por el olivicultor, representa el 61 % de los inputs totales, distribuyéndose entre el fruto, las hojas, ramitas y flores que caen del olivo y las

estructuras leñosas (troncos y ramas), dependiendo el 39 % restante de las decisiones de gestión del olivicultor (restos de poda, cubierta y enmiendas orgánicas). En total, el 75 % de las entradas de CO_2 atmosférico a la finca se produce a través del árbol, sean estos flujos gestionados (restos de poda, 14% de inputs totales) o no gestionados (61 %), mientras que el 25 % restante del carbono entra por vías distintas al árbol (cubierta vegetal y enmiendas orgánicas) y es gestionado por el agricultor.

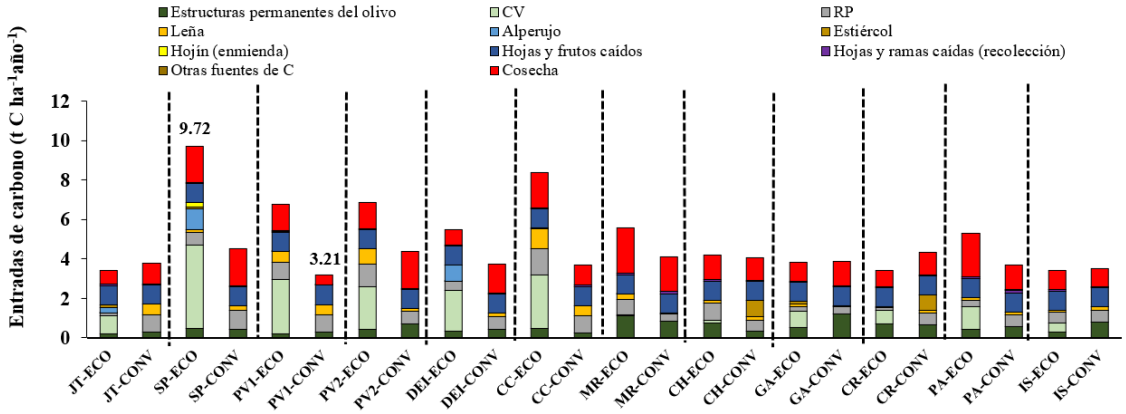


Figura 4.37. Tasa anual de entrada de carbono orgánico de los distintos flujos (t C ha^{-1} $año^{-1}$) en los 12 pares de olivares ECO y sus comparables CONV.

Para el conjunto de los olivares tradicionales, la entrada media anual de carbono orgánico fue de 4.81 t C ha^{-1}, y no fue significativamente diferente a la estimada en los olivares intensivos (4.54 t C ha^{-1} $año^{-1}$) ($p = 0.686$) (Figura 4.38).

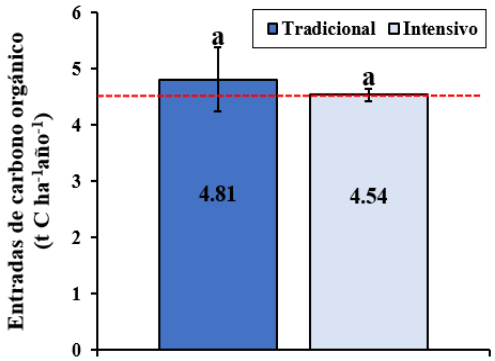


Figura 4.38. Tasa anual de entrada de carbono orgánico (t C ha^{-1} $año^{-1}$) en el conjunto de olivares tradicionales e intensivos. Las barras representan el error estándar. La línea discontinua roja indica la tasa anual promedio considerando el conjunto de fincas. Diferentes letras denotan diferencias significativas.

4.11 Salidas de carbono orgánico en el olivar

4.12 Pérdidas de carbono por erosión

La pérdida de suelo por erosión para el conjunto de parcelas promedió 11.13 ± 2.25 t ha^{-1} $año^{-1}$. El valor promedio en las fincas ECO fue un 76 % inferior al estimado en las fincas CONV, siendo las diferencias significativas ($p < 0.001$) (Figura 4.39 A). La cantidad promedio de carbono orgánico que se pierde por erosión en el conjunto de las fincas fue de 110 kg C ha^{-1} $año^{-1}$. En el conjunto de las fincas ECO, el valor promedió 70 kg C ha^{-1} $año^{-1}$, que fue la mitad ($p < 0.01$) del registrado en las fincas CONV (Figura 4.39 B).

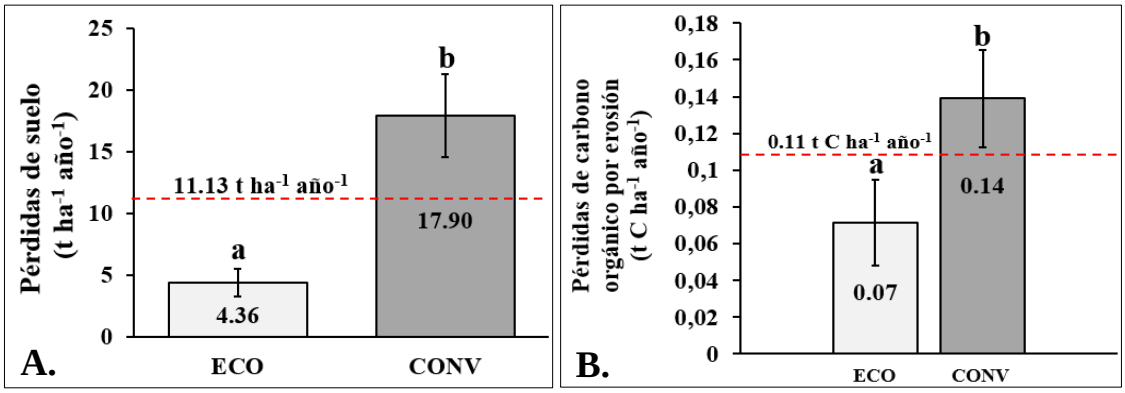


Figura 4.39. Pérdidas de suelo (A) y carbono orgánico (B) por erosión para el conjunto de olivares con manejo ECO y CONV. Las barras representan la desviación estándar. Distintas letras denotan diferencias significativas debidas al manejo. La línea discontinua roja es el valor promedio para el conjunto de las 24 fincas.

4.13 Emisión de CO_2 por respiración del suelo y dinámica del carbono orgánico en el suelo

El valor promedio de emisión de CO_2 para el conjunto de las fincas en la campaña 2020-21 fue de 1.73 t C-CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$, máx y mín: 3.79 (IS-CONV) y 1.02 (PV1-CONV) t C-CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente.

La emisión anual de CO_2 del suelo teniendo en cuenta los manejos (entradas de carbono orgánico al suelo) correspondientes a la campaña 2020-21 no mostró diferencias significativas cuando se comparaba el manejo ($p = 0.869$), marco de plantación ($p = 0.714$) y el régimen de irrigación ($p = 0.614$). No obstante, hubo una tendencia de emisiones de CO_2 superiores (70 kg C-CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ más en promedio) en las fincas con un marco plantación intensivo. Los suelos de las fincas irrigadas mostraron también una tendencia de mayores valores (0.17 t C-CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ más en promedio) que los de las de secano (Figura 4.40 A).

En términos de carbono orgánico, sí hubo diferencias significativas cuando se consideraba el manejo ($p = 0.034$) y marco de plantación ($p = 0.007$). Sin embargo, no hubo entre parcelas con riego y en secano ($p = 0.187$), aunque en las parcelas con riego la cantidad de carbono orgánico en el suelo fue en promedio un 21 % superior (Figura 4.40 B).

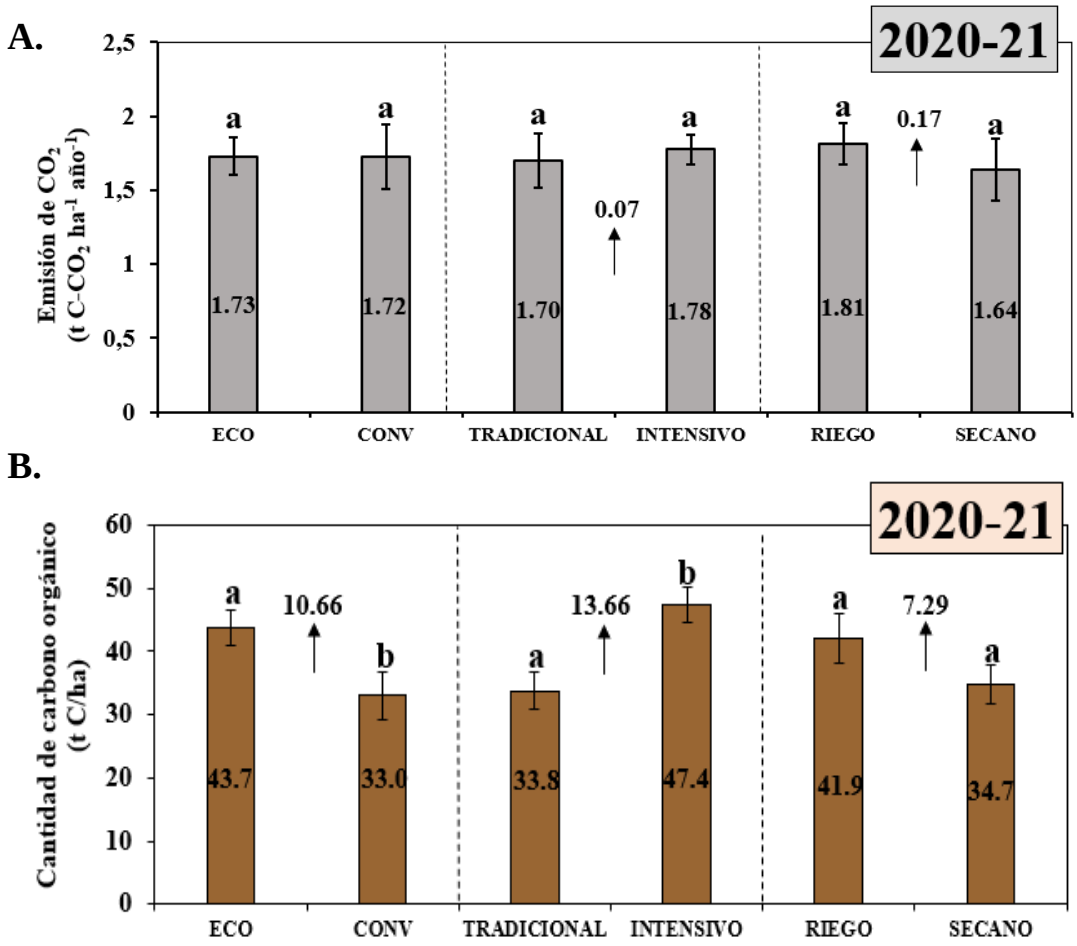


Figura 4.40. Tasa anual de emisión de CO_2 (A) y cantidad de carbono orgánico en el suelo (B) previstos durante la campaña 2020-2021 en los distintos grupos de fincas tras aplicar el modelo RothC. Distintas letras expresan la existencia de diferencias significativas.

Si se analiza la tendencia de emisión de CO_2 desde el suelo a lo largo del tiempo desde 2021 a 2050, se puede observar como las emisiones de CO_2 se van incrementando e incluso estas son mayores en las fincas ECO (38.8 t C-CO_2 ha^{-1}) respecto a las CONV (24.1 t C-CO_2 ha^{-1}) ($p = 0.000$). Por otra parte, la cantidad de carbono orgánico en el suelo para el conjunto de las fincas ECO tendió a incrementarse en el periodo considerado hasta las 53.0 t C ha^{-1}, mientras que en el caso de las fincas CONV los promedios anuales se redujeron ligeramente hasta alcanzar las 32.8 t C ha^{-1} (Figura 4.41), aunque en algunas de las fincas (JT-CONV, CC-CONV, IS-CONV, GA-CONV, MR-CONV) el descenso fue acusado (Figura 4.43). El stock promedio de carbono orgánico en el suelo previsto en el 2050 para las fincas ECO fue un 62 % superior ($p = 0.001$) que aquel previsto para las CONV. En promedio la cantidad de carbono orgánico en el suelo en las fincas ECO tendió a incrementarse a lo largo del tiempo, mientras que en las parcelas CONV apenas muestra variación. De esta forma, la tasa anual de acumulación de carbono orgánico en el suelo fue de 0.30 t C ha^{-1} $año^{-1}$ para el conjunto de fincas ECO, mientras 0.01 t C ha^{-1} $año^{-1}$ para las CONV, transcurridos entre 20-30 años. Estas tasas de acumulación fueron superiores en los primeros años, siendo de 0.55 y 0.06 t C ha^{-1} $año^{-1}$ para el conjunto de fincas ECO y CONV, respectivamente (Figura 4.42).

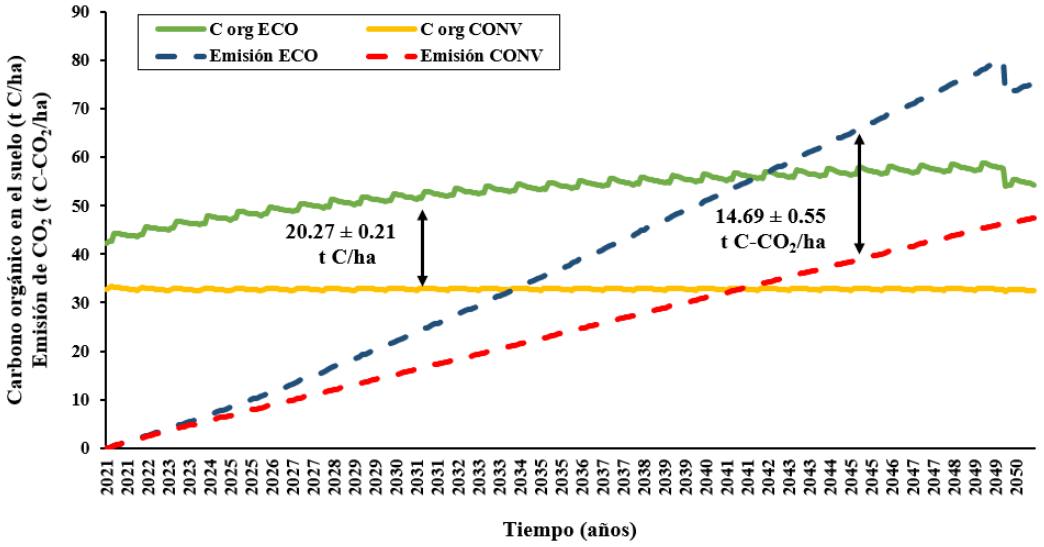


Figura 4.41. Emisión acumulada de CO_2 desde el suelo desde el año 2021 a 2050, así como dinámica de la cantidad de carbono orgánico en el suelo para el conjunto de las fincas ECO y CONV. Las flechas indican las diferencias existentes entre el conjunto de fincas ECO y CONV.

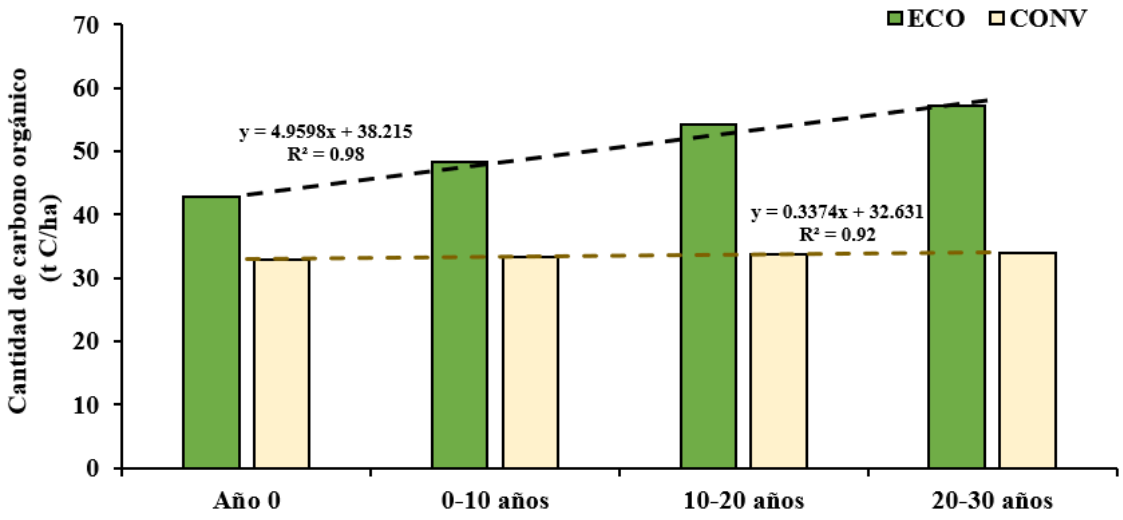


Figura 4.42. Cantidad de carbono orgánico en el suelo (t C/ha) previsto para el conjunto de fincas ECO y CONV para distintos intervalos de tiempo.

En PA-ECO/PA-CONV y CR-ECO/CR-CONV, que están ubicadas en Andalucía Occidental (Estepa) presentaron una cantidad de carbono orgánico en el suelo similar entre ellas, e incluso la parcela CH-CONV presentó una mayor cantidad de carbono orgánico respecto a su comparable ECO (Figura 4.43).

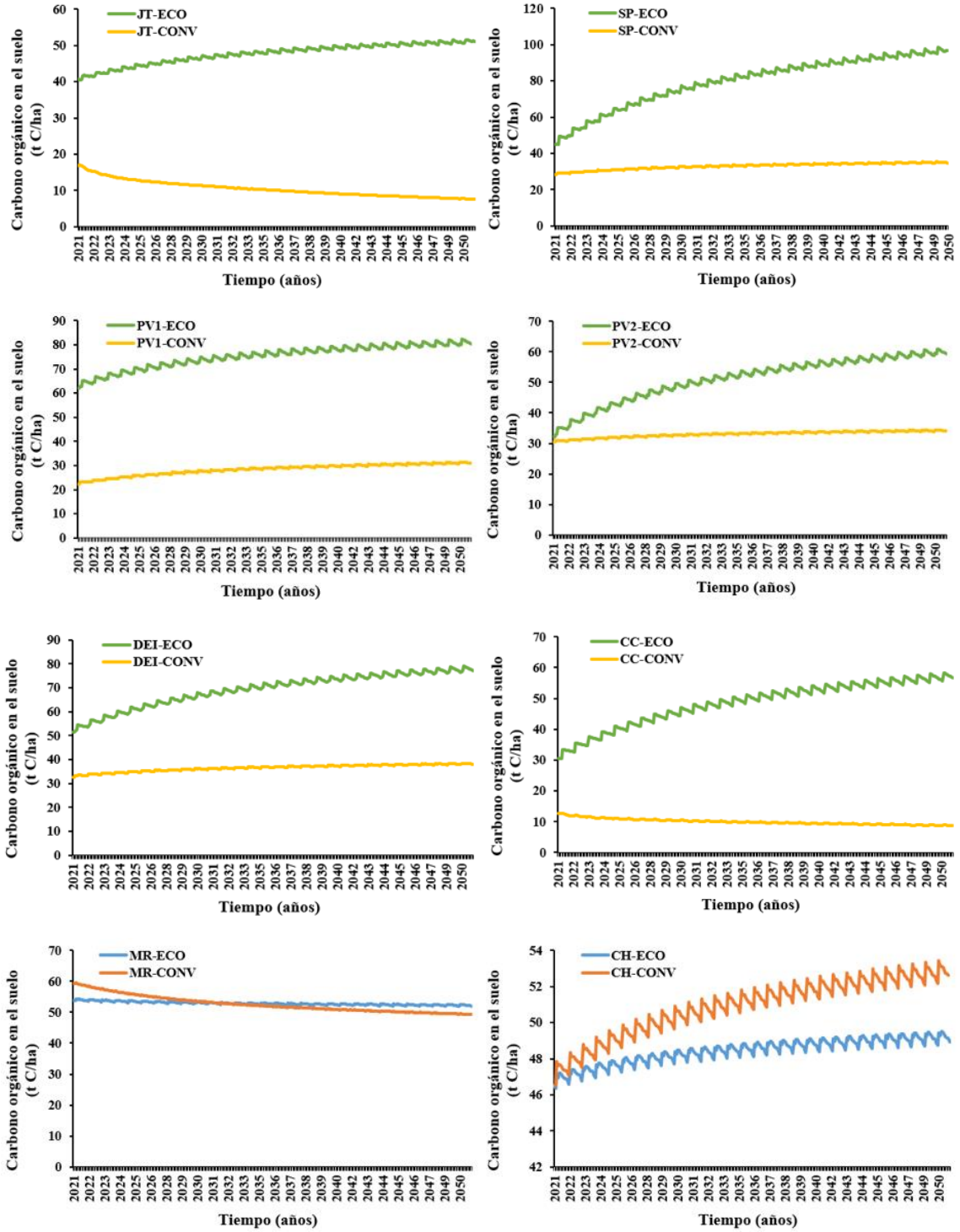


Figura 4.43. Dinámica de la cantidad de carbono orgánico en el suelo (t C ha^{-1}) tras aplicar el modelo RothC para cada par ECO y CONV desde el 2021 a 2050.

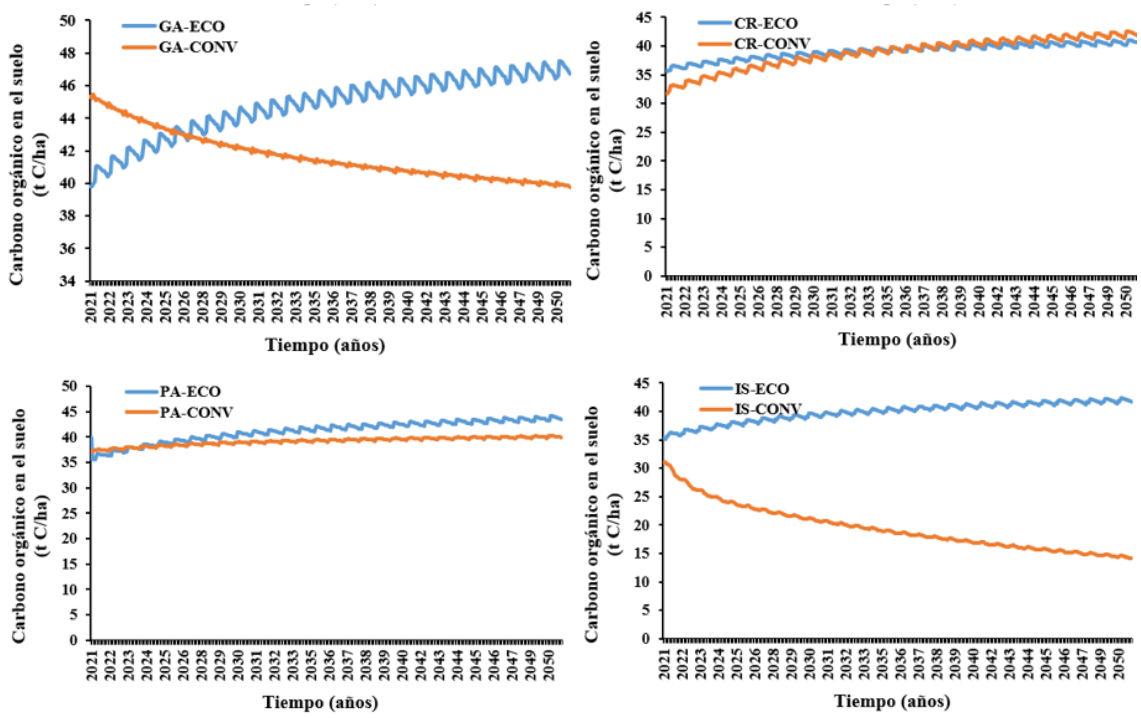


Figura 4.43. Dinámica de la cantidad de carbono orgánico en el suelo (t C ha^{-1}) tras aplicar el modelo RothC para cada par ECO y CONV desde el 2021 a 2050 (continuación).

Hubo una relación estadísticamente significativa entre la tasa anual de acumulación de carbono orgánico en el suelo del conjunto de parcelas analizadas con la tasa anual de entrada de carbono orgánico (Figura 4.44) ($p < 0.01$). El coeficiente de regresión (R^2) resultante fue 0.89, indicando una relación relativamente fuerte entre ambas variables.

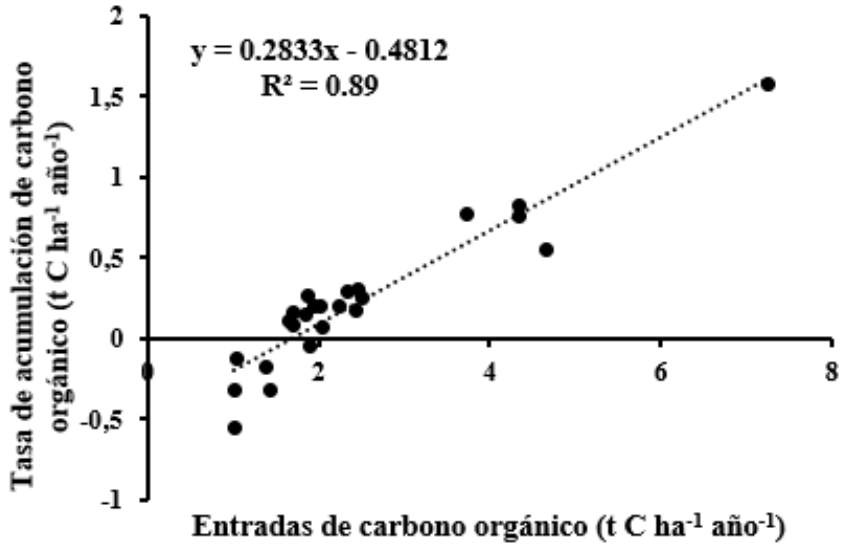


Figura 4.44. Relación lineal entre la tasa de acumulación de carbono orgánico en el suelo y las entradas de carbono orgánico ($p < 0.01$).

4.14 Emisión de CO_2 y tasas de descomposición de fuentes de carbono orgánico

4.14.1 Emisiones de CO_2 durante la descomposición de fuentes de carbono orgánico en suelos con distintas texturas y niveles de materia orgánica

Con independencia de las fuentes de carbono orgánico, las emisiones de CO_2 acumuladas a lo largo del experimento manipulativo de laboratorio resultaron superiores en los suelos arcillosos respecto a aquellos con textura arenosa (Figura 4.45 A y B) ($p = 0.02$). Sin embargo, cuando se restaron las emisiones debidas a la respiración basal del suelo (control), se observó un patrón inverso; mayor emisión en los suelos arenosos (Figura 4.46 A y B).

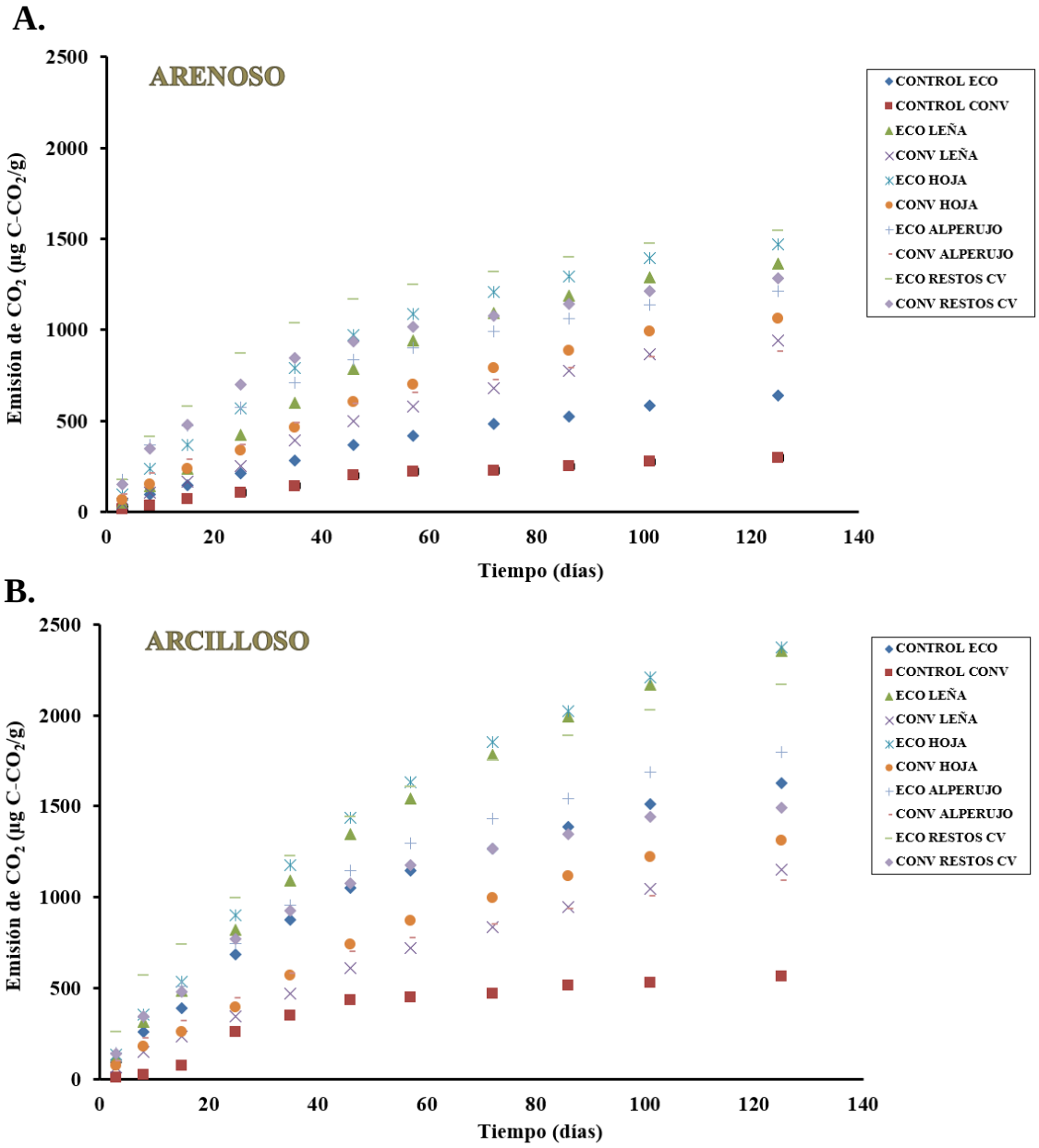


Figura 4.45. Emisiones de CO_2 acumuladas (µg C-CO_2/g peso seco) a lo largo del experimento manipulativo de laboratorio en suelos arcillosos (A) y arenosos (B), y con distintas fuentes de carbono orgánico. El coeficiente de variación promedio fue inferior al 4 %.

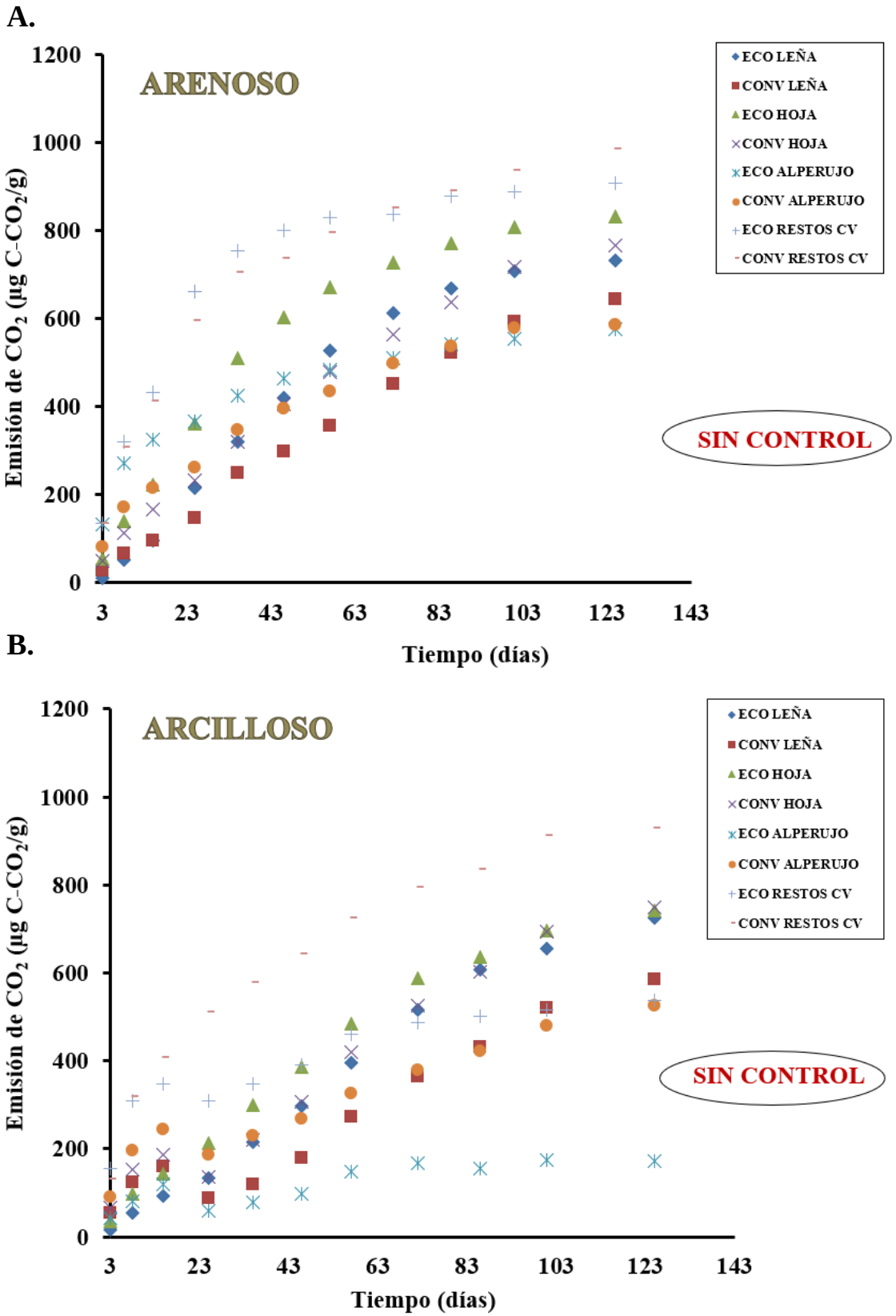


Figura 4.46. Emisiones de CO_2 acumuladas (µg C-CO_2/g peso seco) restando las emisiones del suelo control a lo largo del experimento manipulativo de laboratorio en suelos arenosos (A) y arcillosos (B), y con distintas fuentes de carbono orgánico. El coeficiente de variación promedio fue inferior al 7 %.

Los suelos con textura arenosa emitieron menos CO_2 que los suelos con textura arcillosa, cuando no se añadía ningún tipo de fuente de variación de carbono orgánico (control). Además, los suelos con un alto nivel de materia orgánica emitieron más CO_2 (Figura 4.47). La textura, el nivel de materia orgánica en el suelo y la interacción de ambos tuvieron un efecto significativo en la emisión acumulada de CO_2 ($p = 0.001$).

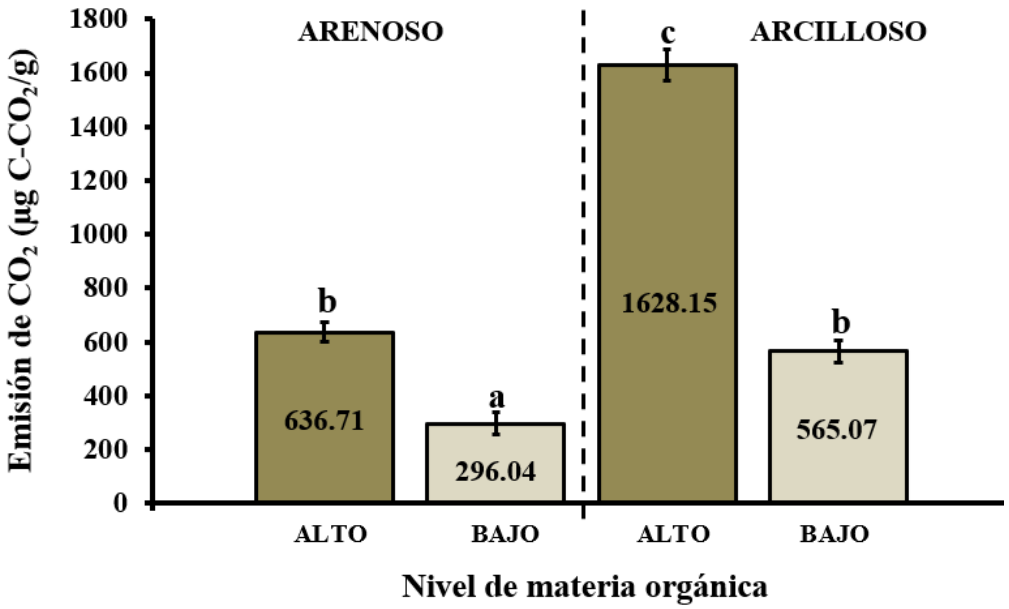


Figura 4.47. Emisión acumulada de CO_2 (µg C-CO_2/g peso seco, durante 125 días) en suelos arenosos y arcillosos y con distintos niveles de materia orgánica en el suelo.

La magnitud de la emisión acumulada de CO_2 fue distinta en función de la fuente de carbono orgánico, aunque la tendencia fue de mayores emisiones de CO_2 en los suelos arcillosos y con un alto nivel de materia orgánica (Figura 4.48). La cantidad de C-CO_2 emitido con respecto al carbono orgánico añadido con los restos de cubierta vegetal (21.01 %) fue similar a aquel emitido al añadir hojas de olivo (19.30 %), sin que existiesen diferencias significativas entre ambos. Por otra parte, este porcentaje fue significativamente inferior cuando se añadió restos de leña triturada (16.78 %) o alperujo compostado (11.63 %) (Figura 4.49).

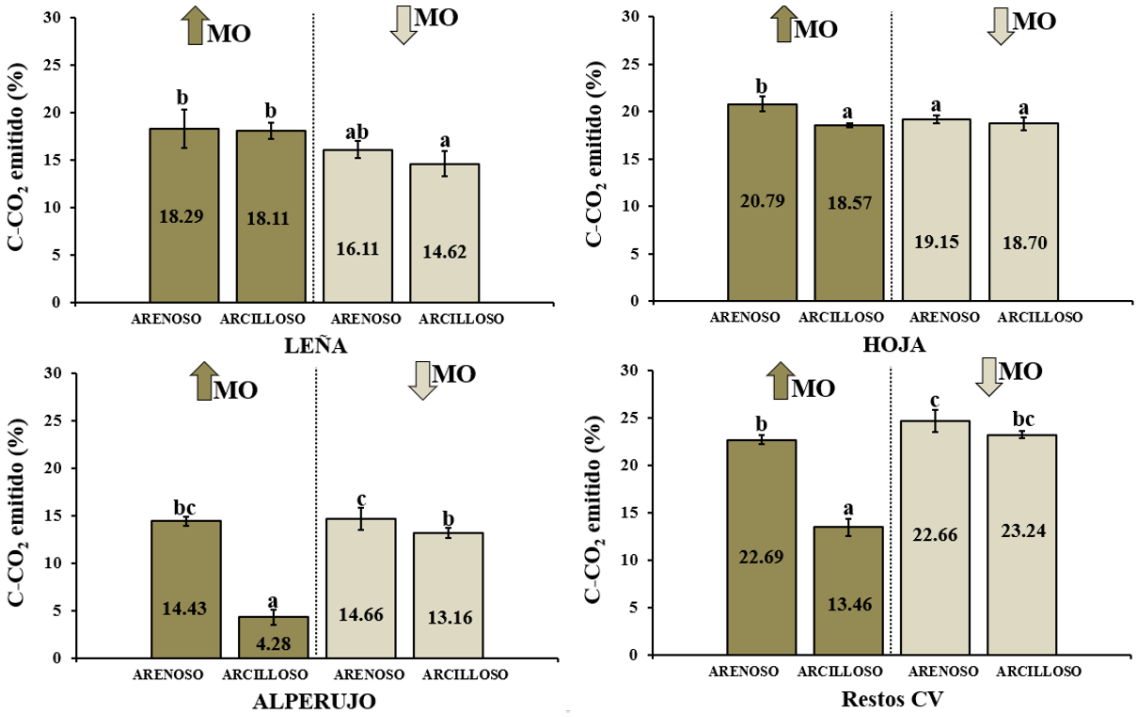


Figura 4.48. Emisión acumulada de CO_2 (µg C-CO_2/g peso seco, durante 125 días) en suelos arcillosos y arenosos con distintos niveles de materia orgánica y con distintas fuentes de carbono orgánico.

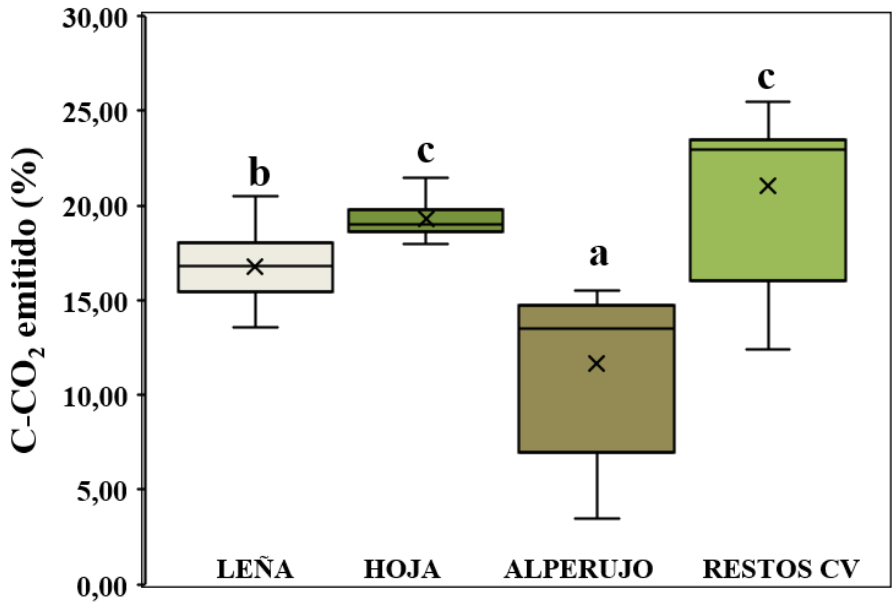


Figura 4.49. Box plot del porcentaje de C-CO_2 emitido con respecto al carbono orgánico añadido en forma de leña, hoja, alperujo y restos de cubierta vegetal para el conjunto de texturas y contenidos en materia orgánica del suelo ensayados. La línea negra horizontal, la cruz en forma de x y los bordes de las cajas, representan la mediana, la media y los cuartiles. Distintas letras denotan la existencia de diferencias significativas.

4.14.2 Razón carbono orgánico lábil/refractario o coeficiente isohúmico de las distintas fuentes de materia orgánica

Para el conjunto de rangos de textura del suelo ensayados no hubo diferencias significativas ($p = 0.062$) en el coeficiente isohúmico. Sin embargo, este fue superior para la leña, seguida de aquel de la hoja de olivo, los restos de cubierta vegetal, y por último, el alperujo. Los valores de cantidad de carbono orgánico lábil (a) y refractario (b), y las tasas de descomposición específicas para ambos (c y d) se muestran en la Tabla 4.9. El carbono refractario (c) fue superior al carbono lábil (a) en todos los suelos y para las distintas fuentes de materia orgánica. Los valores más altos se obtuvieron cuando se añadió alperujo compostado. Las tasas de mineralización de carbono correspondientes a la fracción lábil (a) y recalcitrante (b) fueron muy bajas en todos los suelos y bajo las distintas fuentes de materia orgánica. Los valores más bajos correspondieron a la tasa de mineralización de la fracción recalcitrante, especialmente en los suelos con restos de leña.

El coeficiente isohúmico de los restos de poda, teniendo en cuenta el DPM/RPM de la hoja y la leña fue de 0.15, mientras que el correspondiente a la caída de hojas, ramas y frutos del olivo fue 0.12.

Tabla 4.9. Cantidad de carbono orgánico lábil (a), refractario (c), tasas de descomposición específicas para ambos (b y d) y coeficiente isohúmico (DPM/RPM). Diferentes letras denotan diferencias significativas entre grupos de datos dentro de cada fuente de materia orgánica, y entre estas para el caso del DPM/RPM.

		a (µg C/g)	**b (µg C g^{-1} $día^{-1}$)**	**c (µg C/g)**	**d (µg C g^{-1} $día^{-1}$)**	**DPM/RPM**	**R^2 (*)**	**DPM/RPM (rango todas las texturas)**
LEÑA	ARENOSO - ALTA M.O.	12.95 ± 1.49 a	0.0111 ± 0.0020 a	87.05 ± 1.50 a	0.0111 ± 0.0020 a	0.15 ± 0.02 a	0.97	0.3 a
	ARENOSO - BAJA M.O.	16.57 ± 3.07 ab	0.0060 ± 0.0021 a	83.43 ± 3.07 ab	0.0060 ± 0.0021 a	0.20 ± 0.04 a	0.99	
	ARCILLOSO - ALTA M.O.	32.68 ± 15.28 b	0.0034 ± 0.0016 b	67.32 ± 15.28 b	0.0034 ± 0.0016 b	0.55 ± 0.40 a	0.98	
	ARCILLOSO - BAJA M.O.	-	-	-	-	-	-	
HOJA	ARENOSO - ALTA M.O.	10.86 ± 0.47 a	0.0226 ± 0.0019 a	89.14 ± 0.47 b	0.0226 ± 0.0019 c	0.12 ± 0.01 a	0.99	0.17 a
	ARENOSO - BAJA M.O.	9.29 ± 6.98 a	0.1001 ± 0.1558 a	90.71 ± 6.98 b	0.0095 ± 0.0012 b	0.11 ± 0.08 a	0.99	
	ARCILLOSO - ALTA M.O.	13.24 ± 1.34 a	0.0102 ± 0.0019 a	86.76 ± 1.34 b	0.0102 ± 0.0019 b	0.15 ± 0.02 a	0.99	
	ARCILLOSO - BAJA M.O.	22.44 ± 6.17 b	0.0050 ± 0.0018 a	77.56 ± 6.17 a	0.0050 ± 0.0018 a	0.29 ± 0.10 b	0.94	
ALPERUJO	ARENOSO - ALTA M.O.	6.13 ± 0.82 b	0.2318 ± 0.0255 a	93.87 ± 0.82 b	0.019 ± 0.006 c	0.07 ± 0.01 a	0.99	0.04 a
	ARENOSO - BAJA M.O.	2.28 ± 0.91 a	0.3839 ± 0.0393 a	97.72 ± 0.91 b	0.016 ± 0.003 b	0.02 ± 0.01 a	0.99	
	ARCILLOSO - ALTA M.O.	2.29 ± 1.33 a	0.2574 ± 0.2202 a	97.71 ± 1.33 b	0.009 ± 0.012 b	0.02 ± 0.01 a	0.57	
	ARCILLOSO - BAJA M.O.	3.78 ± 0.54 a	0.3602 ± 0.0817 a	96.22 ± 0.54 a	3.11E-6 ± 4.03 E-7 a	0.04 ± 0.01 b	0.94	
RESTOS CV	ARENOSO - ALTA M.O.	17.63 ± 4.80 b	0.0560 ± 0.0076 a	82.37 ± 4.80 a	0.0158 ± 0.0274 a	0.22 ± 0.07 b	0.99	0.13 a
	ARENOSO - BAJA M.O.	14.30 ± 5.42 b	0.0852 ± 0.0433 a	85.70 ± 5.42 a	0.0071 ± 0.0083 a	0.17 ± 0.07 b	0.99	
	ARCILLOSO - ALTA M.O.	6.81 ± 0.70 a	0.3123 ± 0.0138 c	93.19 ± 0.70 b	0.0077 ± 0.0040 a	0.07 ± 0.01 a	0.93	
	ARCILLOSO - BAJA M.O.	6.78 ± 0.22 a	0.1902 ± 0.0177 b	93.22 ± 0.22 b	0.0139 ± 0.0008 a	0.07 ± 0.00 a	0.99	

(*) Bondad del ajuste de regresión de un modelo doble exponencial de cuatro parámetros.

4.14.3 Dinámica de los niveles de nitrato y amonio en el suelo durante la descomposición de fuentes de carbono orgánico en suelos con distintas texturas y niveles de materia orgánica

La concentración de nitrato en los suelos arcillosos fue superior que el medido en los arenosos (control), y cuando estos suelos presentaban un nivel alto de materia orgánica. No hubo diferencias significativas en la concentración de nitrato en el suelo arenoso con distintos niveles de materia orgánica (alto y bajo). La textura y el nivel de materia orgánica en el suelo tuvieron un efecto significativo en la concentración de nitrato en el suelo ($p = 0.014$ y $p = 0.007$, respectivamente) (Figura 4.50).

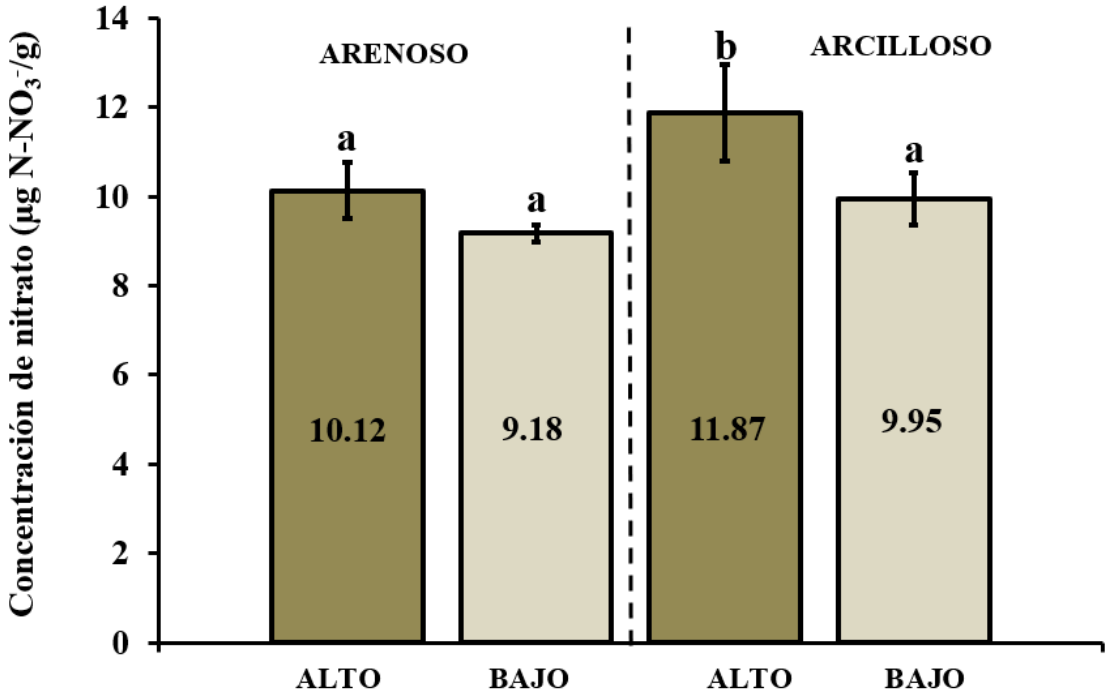


Figura 4.50. Concentración inicial de nitrato (µg N- NO_3^-/g) en los suelos control arenosos y arcillosos, y con niveles altos y bajos de materia orgánica del suelo. Distintas letras denotan diferencias significativas.

La concentración de nitrógeno inorgánico (nitrato + amonio) en el suelo se incrementó durante el período de incubación en los distintos suelos y con las distintas fuentes de materia orgánica. Generalmente, la cantidad de nitrógeno inorgánico fue menor en los suelos con bajo nivel de materia orgánica, independientemente de su textura. Por otro lado, se observó que la concentración de nitrógeno inorgánico en los suelos fue menor, e inferior al control, cuando se añadieron restos de leña y hoja de olivo, mientras que fueron similares o ligeramente superiores al control, especialmente en los últimos muestreos del periodo de incubación, cuando se añadieron los restos de cubierta vegetal y el alperujo (Figura 4.51).

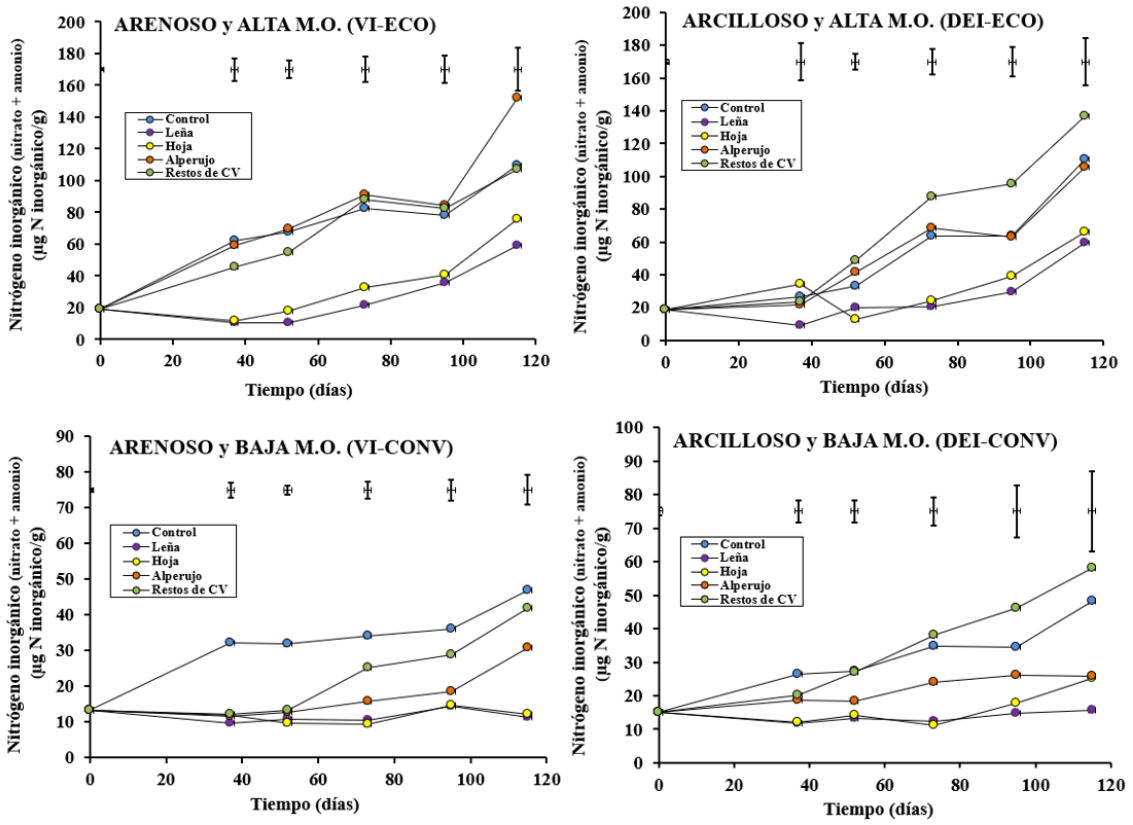


Figura 4.51. Concentración de nitrógeno inorgánico (nitrato + amonio) en el suelo a lo largo de 125 días de incubación en distintos suelos y fuentes de materia orgánica. Las barras representan el promedio de la desviación típica en cada tiempo.

La tasa de nitrificación varió según la textura y el nivel de materia orgánica, así como las fuentes de materia orgánica añadidas (Figura 4.53). En los suelos control, la tasa de nitrificación varió sólo en función del nivel de materia orgánica (alto-bajo) ($p > 0.001$), pero no debido a la textura ($p = 0.986$) o a la interacción entre ambos ($p = 0.825$) (Figura 4.52).

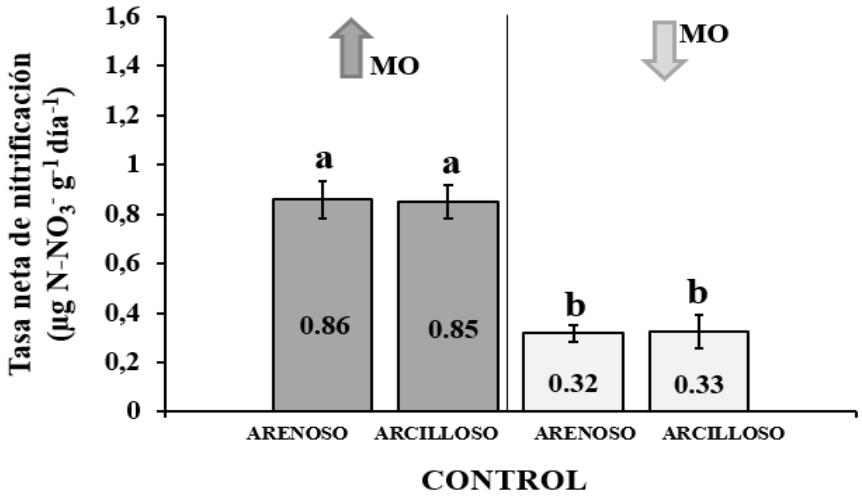


Figura 4.52. Tasa neta de nitrificación (µg N- NO_3^- g^{-1} $día^{-1}$) en los suelos control con textura arenosa y arcillosa, y con nivel alto y bajo de materia orgánica en el suelo. Las barras representan la desviación estándar. Distintas letras denotan diferencias significativas

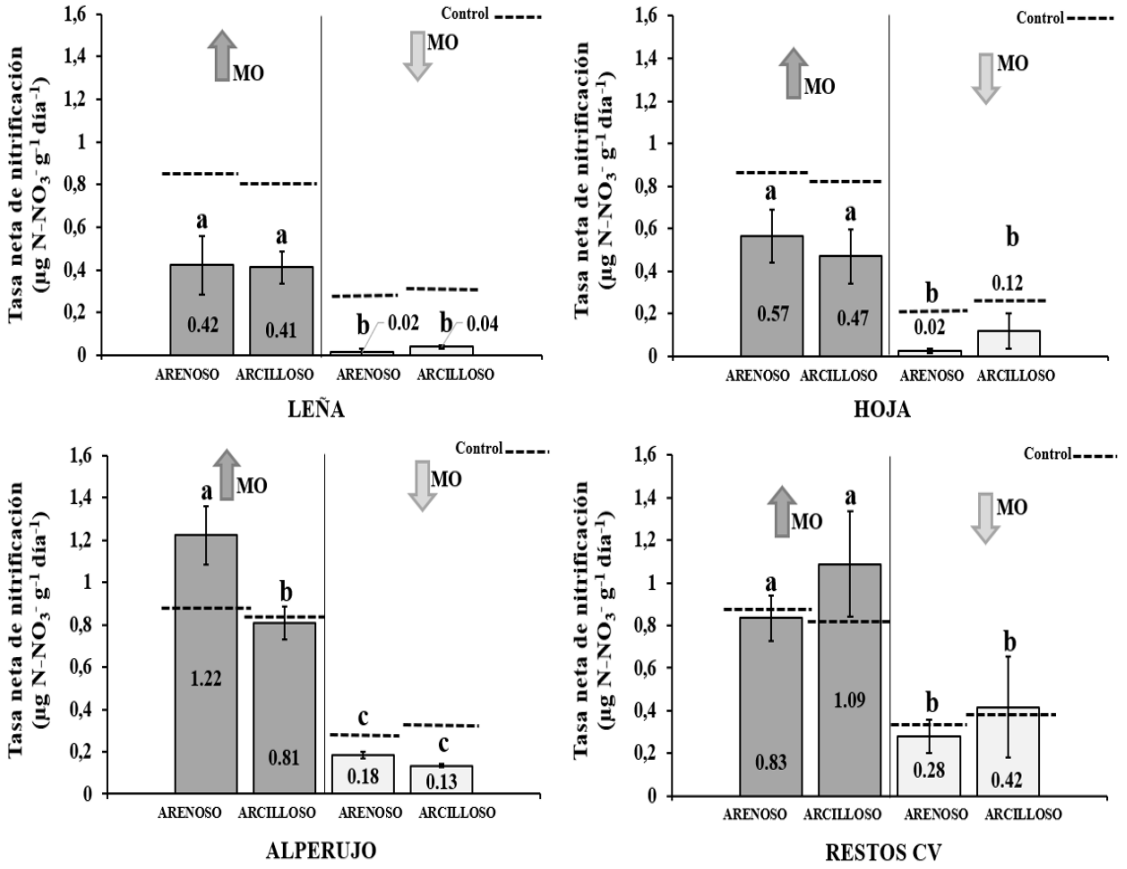


Figura 4.53. Tasa neta de nitrificación (µg N- NO_3^- g^{-1} $día^{-1}$) en suelos con textura arenosa y arcillosa y con nivel alto y bajo de materia orgánica en el suelo tras añadir restos de leña u hoja de olivo, alperujo compostado o restos de cubierta vegetal. Las barras representan la desviación estándar. Distintas letras denotan diferencias significativas entre combinaciones de niveles de textura del suelo y el contenido en materia orgánica en el suelo.

Cuando se agrupó toda la información, la tasa de nitrificación fue superior cuando se añadieron restos de cubierta vegetal (0.66 ± 0.11 µg N-NO_3^- g^{-1} $día^{-1}$), seguido del alperujo (0.59 ± 0.14 µg N-NO_3^- g^{-1} $día^{-1}$), sin que hubiera diferencias significativas entre estas dos fuentes de carbono orgánico. Tampoco hubo diferencias cuando se añadió restos de leña (0.22 ± 0.06 µg N-NO_3^- g^{-1} $día^{-1}$) u hoja de olivo (0.29 ± 0.07 µg N-NO_3^- g^{-1} $día^{-1}$) (Figura 4.54). El hecho de que la tasa de nitrificación cuando se añadieron restos de leña y hoja de olivo fueron inferiores a la medida en los controles, sugiere que hubo inmovilización de nitrógeno.

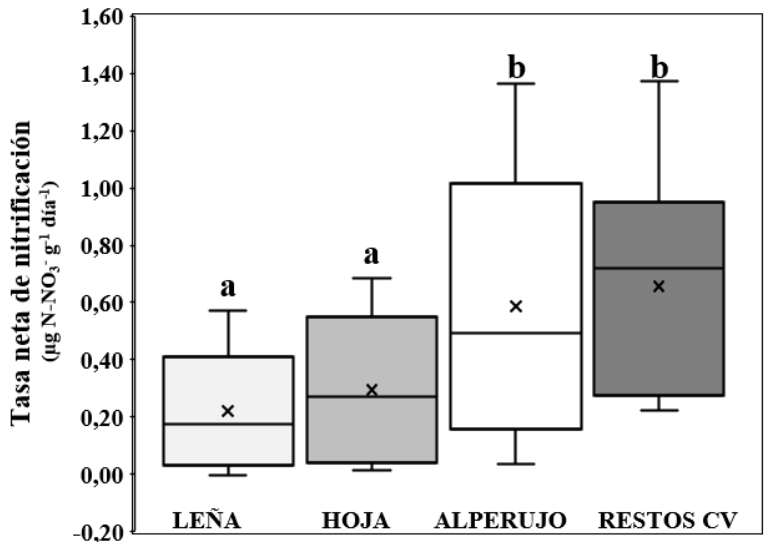


Figura 4.54. Box-plot de la tasa neta de nitrificación (µg N- NO_3^- g^{-1} $día^{-1}$) en el conjunto de suelos con textura arenosa y arcillosa, y con bajo y alto nivel de materia orgánica en el suelo tras añadir distintas fuentes de carbono orgánico. La línea negra horizontal, la cruz en forma de x y los bordes de las cajas, representan la mediana, la media y los cuartiles. Distintas letras denotan diferencias significativas.

La concentración de amonio en los suelos fue despreciable y a menudo indetectable cuando se añadieron las fuentes de materia orgánica. Aun así, antes de incorporar las fuentes de materia orgánica, los suelos arenosos presentaron mayor concentración de amonio respecto a los arcillosos, pero las diferencias no fueron significativas ($p = 0.357$). Los suelos con alto nivel de materia orgánica, presentaron mayores concentraciones de amonio en el suelo, respecto a aquellos con un nivel bajo de materia orgánica ($p < 0.001$). La interacción de ambos factores (textura y nivel de materia orgánica) tuvo efectos significativos ($p = 0.011$) en la concentración de amonio en el suelo (Figura 4.55).

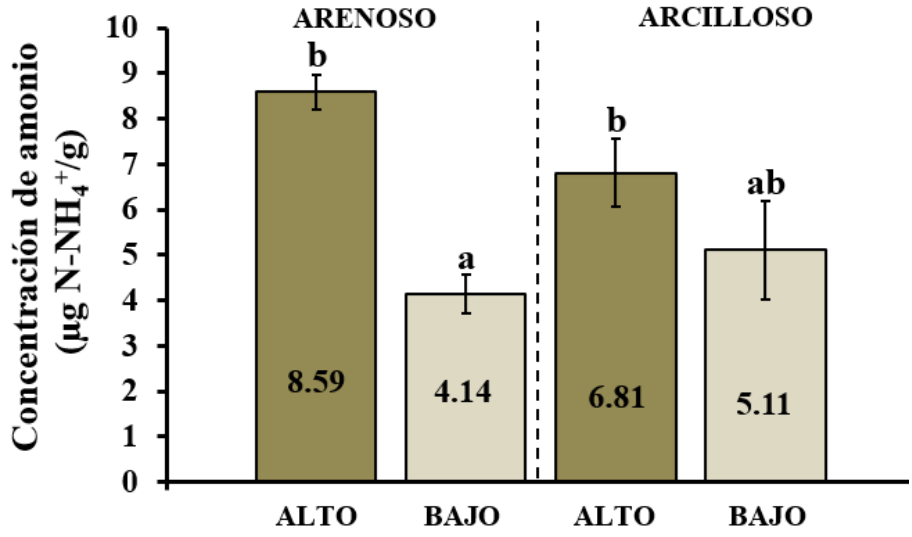


Figura 4.55. Concentración inicial de amonio (µg N-NH_4^+/g) en los suelos control arenosos y arcillosos, y con niveles altos y bajos de materia orgánica del suelo. Distintas letras denotan diferencias significativas.

Como era de esperar teniendo en cuenta los muy bajos niveles de amonio en el suelo, no hubo diferencias significativas entre la tasa neta de nitrificación y mineralización (p = 0.978) y ambas variables estuvieron significativamente relacionadas (coeficiente de regresión aproximadamente de 1) (Figura 4.56).

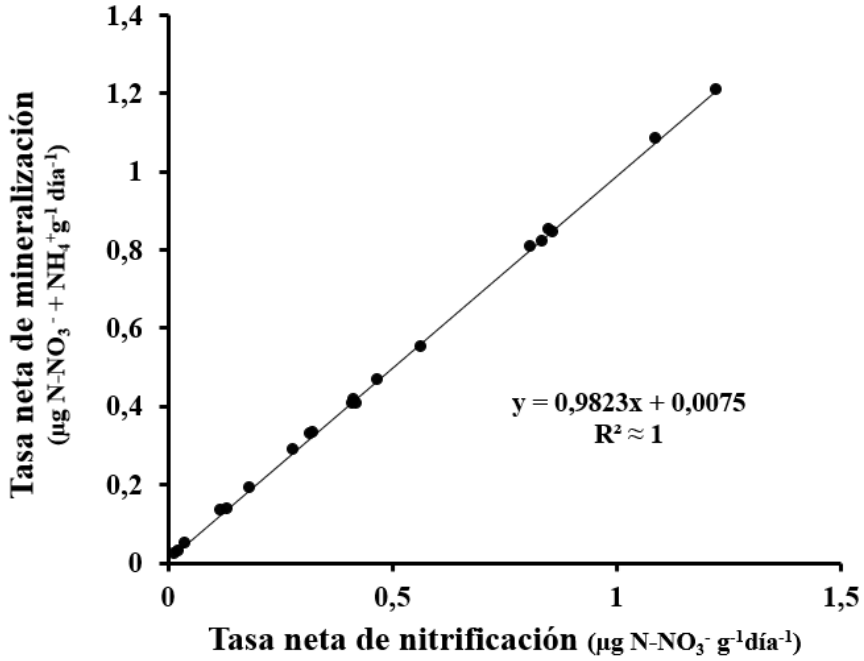


Figura 4.56. Relación lineal de la tasa neta de mineralización (µg N- NO_3^-+NH_4^+ g^{-1} $día^{-1}$) y nitrificación (µg N-NO_3^- g^{-1} $día^{-1}$).

4.15 Pérdida de peso y descomposición de carbono y nitrógeno en condiciones in situ de campo

4.15.1 Pérdida de peso

La cantidad de material en las litter bags fue disminuyendo a lo largo de un año con respecto a la cantidad inicial. Hubo diferencias significativas ($p < 0.01$ en todos los casos) en la pérdida de peso tras un año debido al tipo de material (hoja versus astillas de restos de poda), localización del material (superficial versus enterrado), el tipo de manejo en la finca (ECO versus CONV) y las estaciones del año (primavera/verano/otoño/invierno) (Figura 4.57). En general, durante la primavera y el invierno fueron los periodos en los que la pérdida de peso fue más acusada (Figura 4.58).

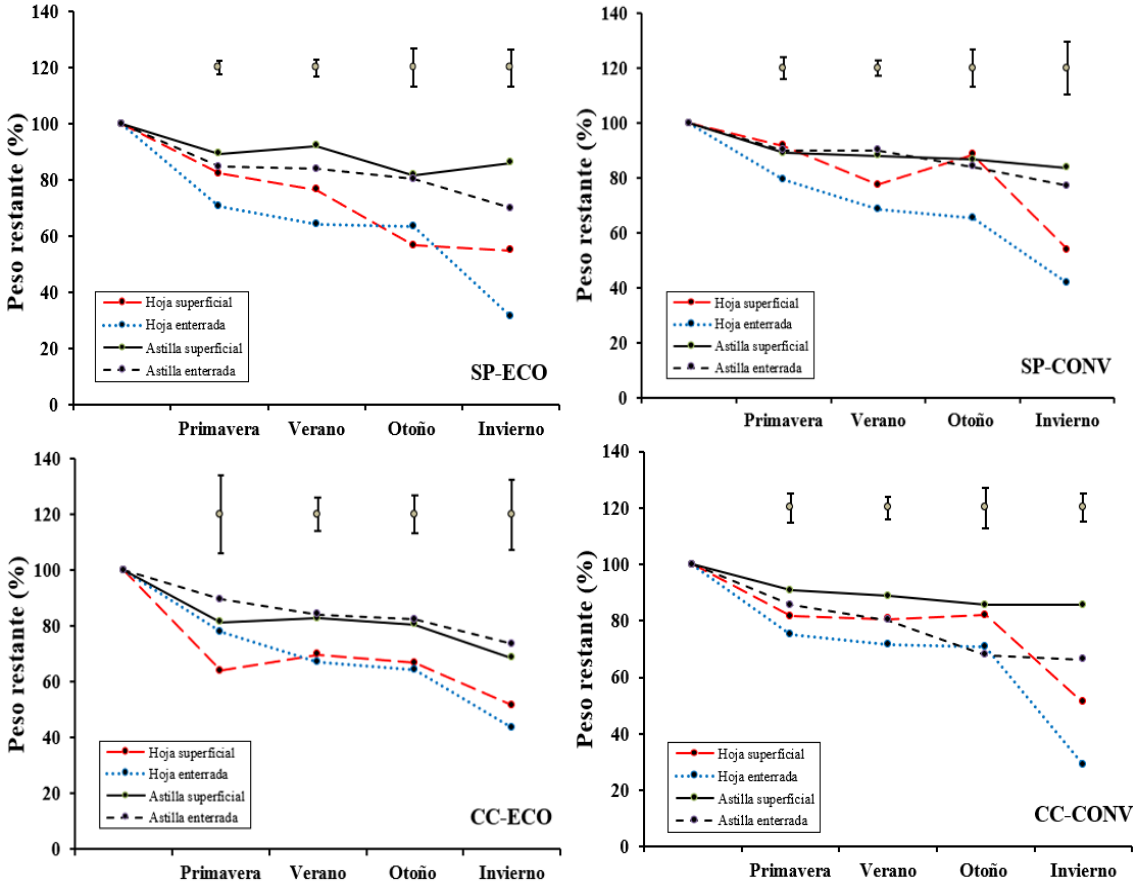


Figura 4.57. Pérdida de peso tras un año (% peso restante) de cada tipo de material, en superficie o enterrado, durante las estaciones del año y en las fincas ECO y CONV. Las barras superiores representan el promedio de la desviación típica para cada muestreo.

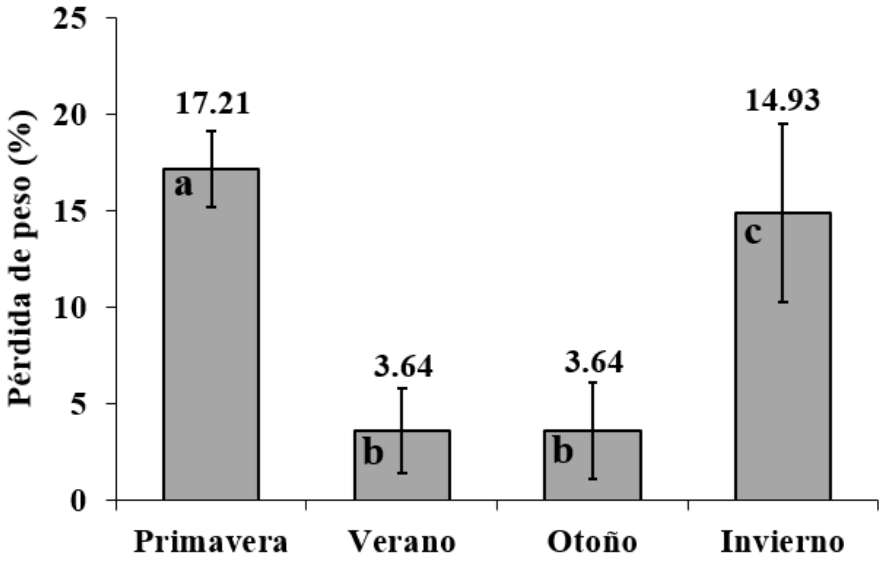


Figura 4.58. Pérdida de peso (%) durante la primavera, verano, otoño e invierno. Las barras representan la desviación estándar. Distintas letras denotan diferencias significativas entre estaciones.

Las pérdidas de peso fueron superiores en la astilla con respecto a la hoja ($p < 0.01$), e independiente de si se tratase de una u otra. La pérdida de peso cuando estuvieron enterradas fue significativamente superior ($p = 0.0391$) con respecto a cuando se dispusieron sobre la superficie del suelo. Sin embargo, el manejo de la finca no influyó en la pérdida de peso (Figura 4.59).

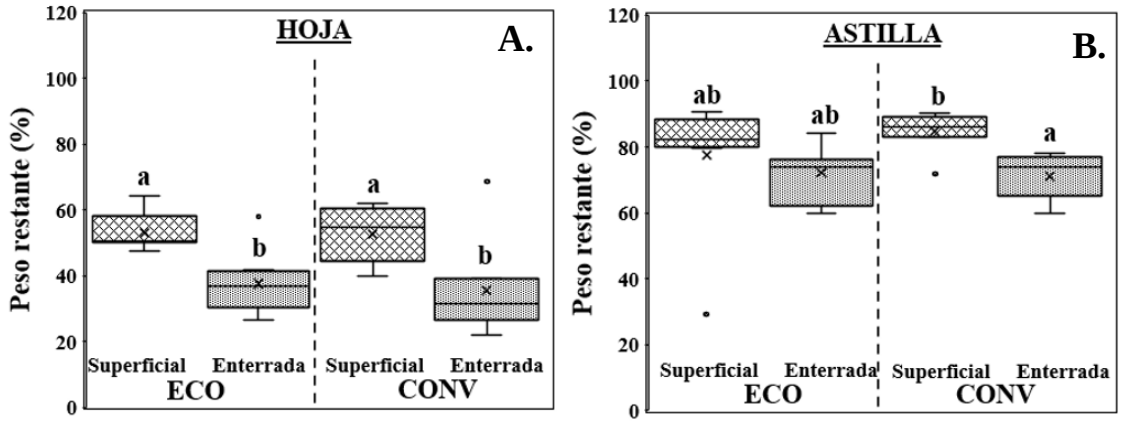


Figura 4.59. Pérdida de peso tras un año (% peso restante) en la hoja (A) y en la astilla (B) aglutinando la localización del material (superficial y enterrada) y el tipo de manejo en la finca (ECO y CONV). Distintas letras denotan diferencias significativas. La línea negra horizontal, la cruz en forma de x, los bordes y puntos de los box-plots, representan la mediana, la media, los cuartiles y los valores fuera del rango, respectivamente.

4.15.2 Porcentaje y cantidad de carbono orgánico durante la descomposición de hojas de olivo y astillas de los restos de poda en condiciones de campo

Hubo un efecto significativo en el porcentaje de carbono orgánico debido al tipo de material (hoja/astilla; $p < 0.000$), el manejo de la finca (ECO/CONV; $p < 0.01$) y la estación del año ($p = 0.001$), pero no debido a la localización del material (superficial versus enterrado) ($p = 0.243$) (Tabla 4.10). En términos de cantidad de carbono orgánico restante (%), al igual que ocurrió con la cantidad de material, fue descendiendo a lo largo del tiempo (Figura 4.60) con respecto a la cantidad inicial de carbono orgánico. Para el conjunto de datos, hubo diferencias significativas para todos los factores considerados, exceptuando el manejo ($p = 0.928$).

Tabla 4.10. Promedio ($\bar{x}$) y desviación estándar (σ) del porcentaje de carbono orgánico (%) en la hoja y astilla del olivo durante las distintas estaciones, enterradas o localizadas en superficie, en fincas ECO y CONV.

		SP-ECO		SP-CONV		CC-ECO		CC-CONV	
		$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ
HOJA SUPERFICIAL	Primavera	47.35	0.37	43.39	2.43	48.46	0.76	46.79	0.75
	Verano	48.16	0.88	46.02	1.78	46.68	0.98	45.94	1.21

		SP-ECO		SP-CONV		CC-ECO		CC-CONV	
		$\bar{\chi}$	σ	$\bar{\chi}$	σ	$\bar{\chi}$	σ	$\bar{\chi}$	σ
	Otoño	44.16	3.13	27.42	4.38	40.13	2.78	38.96	3.53
	Invierno	44.35	0.87	37.17	9.70	42.10	1.70	43.64	0.52
HOJA ENTERRADA	Primavera	46.04	3.49	45.12	1.05	45.42	0.91	37.92	2.83
	Verano	46.78	1.36	42.56	0.71	44.28	3.12	40.76	5.02
	Otoño	40.44	2.18	38.61	5.40	45.49	1.09	29.98	9.90
	Invierno	41.71	1.32	41.77	3.37	40.40	2.02	36.94	8.33
ASTILLA SUPERFICIAL	Primavera	46.29	0.05	43.69	0.97	45.91	0.84	44.88	0.48
	Verano	45.68	0.33	45.51	1.38	46.04	0.45	45.45	1.02
	Otoño	46.24	0.32	44.92	2.41	45.93	0.34	45.54	0.38
	Invierno	44.85	1.01	44.24	1.91	45.10	0.68	45.15	1.84
ASTILLA ENTERRADA	Primavera	45.49	0.62	44.69	0.40	45.31	0.81	45.04	1.04
	Verano	45.69	0.52	45.97	0.67	45.20	0.70	45.34	1.08
	Otoño	46.12	0.62	45.95	0.87	45.49	1.09	46.08	0.63
	Invierno	44.92	1.66	45.05	0.55	45.36	1.02	46.31	0.70

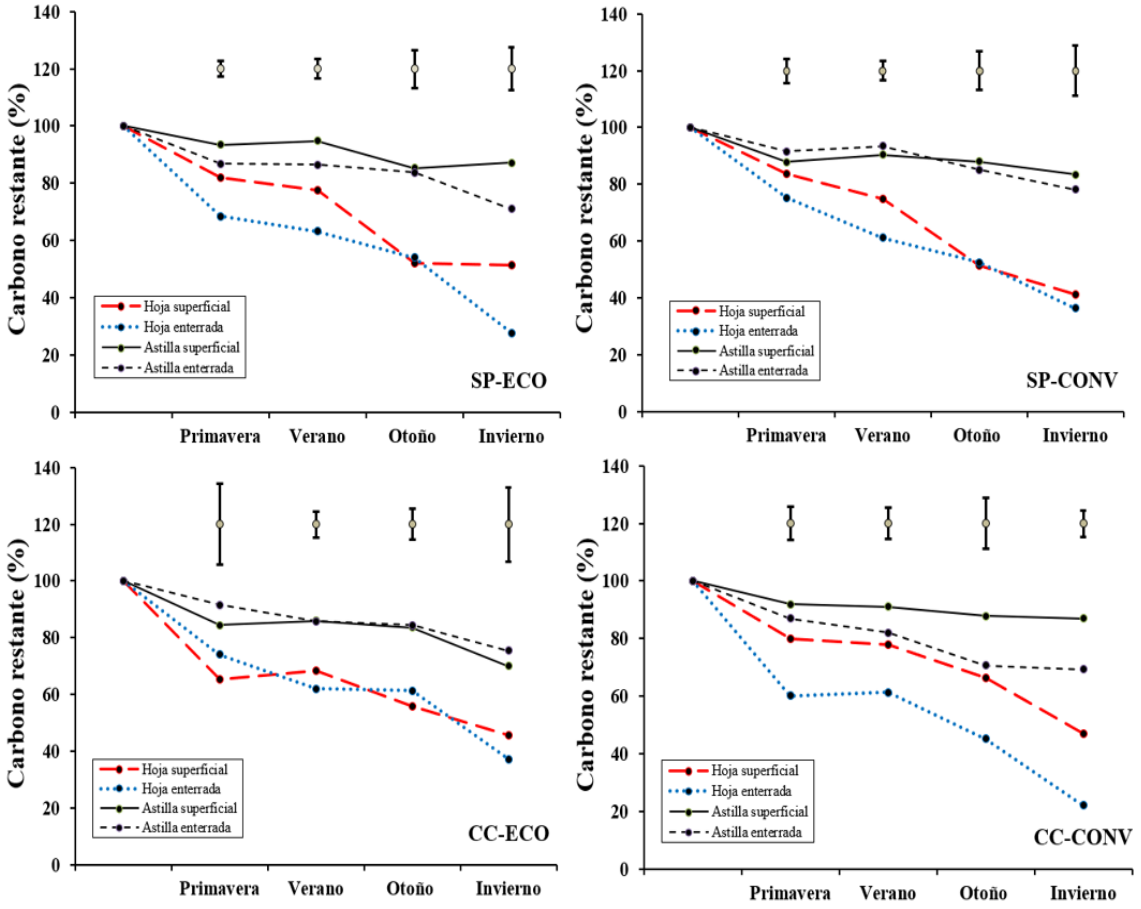


Figura 4.60. Carbono restante (%) de cada tipo de material, en superficie o enterrado, durante las estaciones del año y en las fincas ECO y CONV. Las barras superiores representan el promedio de la desviación típica para cada muestreo.

El carbono orgánico restante tras un año fue superior en las astillas respecto a la hoja con independencia del manejo y localización del material, y siempre inferior cuando los materiales fueron enterrados (Figura 4.61). Para el carbono de la hoja de olivo, no hubo diferencias significativas en la cantidad de carbono orgánico que queda debido al manejo ($p = 0.302$) ni a la interacción manejo y localización ($p = 0.897$), pero sí hubo un efecto claro de la localización de la hoja en el suelo, con valores significativamente más altos cuando la hoja fue enterrada ($p < 0.01$). En el caso de la astilla, no hubo diferencias significativas para ninguno de los factores considerados; manejo ($p = 0.508$), localización ($p = 0.073$), ni para la interacción de ambos ($p = 0.449$).

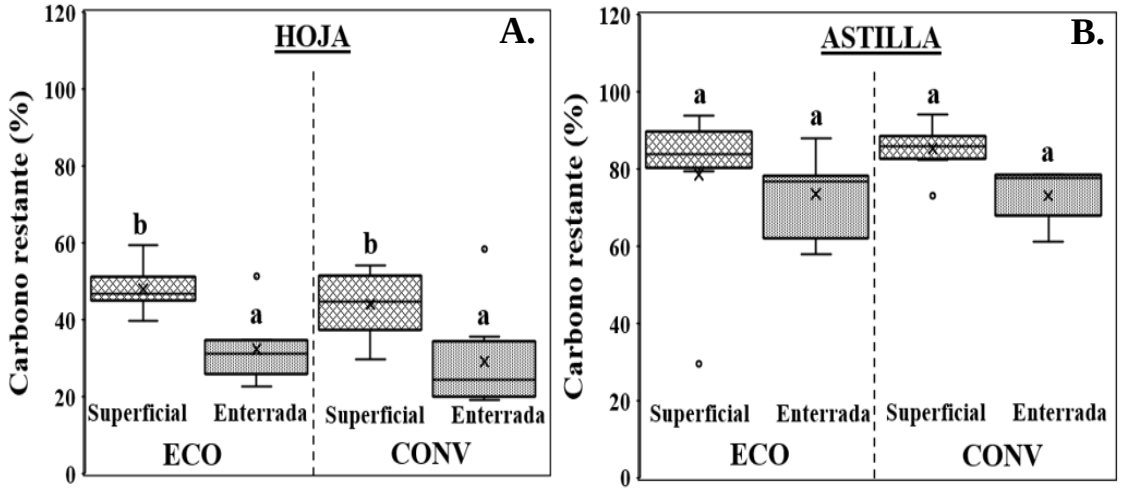


Figura 4.61. Carbono orgánico restante (%) en la hoja (A) y en la astilla (B) aglutinando la localización del material (superficial y enterrada) y el tipo de manejo en la finca (ECO y CONV). Distintas letras denotan diferencias significativas. La línea negra horizontal, la cruz en forma de x, los bordes y puntos de los box-plots, representan la mediana, la media, los cuartiles y los valores fuera del rango, respectivamente.

4.15.3 Porcentaje y cantidad de nitrógeno orgánico durante la descomposición de hojas de olivo y astillas de los restos de poda en condiciones de campo

Agrupando los datos de todas las parcelas, el porcentaje de nitrógeno orgánico presente en las hojas fue significativamente superior al analizado en las astillas ($p < 0.01$), hubo un efecto significativo de la estación del año ($p < 0.01$), pero ni la localización del material ($p = 0.630$) ni el manejo de la finca ($p = 0.475$) tuvieron un efecto significativo sobre el porcentaje de nitrógeno (Tabla 4.11). Hubo una tendencia clara de incremento del porcentaje de nitrógeno durante el periodo de descomposición en condiciones de campo, especialmente para la hoja, que se incrementó entre el 22-71 % y 40-115 % cuando estuvo sobre la superficie del suelo o enterrada, respectivamente.

Tabla 4.11. Promedio ($\bar{x}$) y desviación estándar (σ) del porcentaje de nitrógeno orgánico (%) en la hoja y astilla del olivo durante las distintas estaciones, enterradas o localizadas en superficie, en fincas ECO y CONV.

		SP-ECO		SP-CONV		CC-ECO		CC-CONV	
		$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ
HOJA SUPERFICIAL	Primavera	1.71	0.22	1.77	0.11	1.85	0.19	1.59	0.18
	Verano	1.92	0.12	1.63	0.07	1.87	0.30	1.77	0.17
	Otoño	1.96	0.23	1.36	0.21	2.14	0.25	1.81	0.19
	Invierno	2.54	0.20	2.17	0.57	2.34	0.28	2.73	0.30
HOJA ENTERRADA	Primavera	1.90	0.14	1.22	0.72	1.65	0.14	1.53	0.14
	Verano	2.01	0.23	2.02	0.22	2.15	0.22	1.87	0.20
	Otoño	2.16	0.21	2.09	0.30	0.55	0.12	1.67	0.60
	Invierno	2.67	0.47	2.63	0.24	2.56	0.26	2.64	0.74
ASTILLA SUPERFICIAL	Primavera	0.26	0.10	0.48	0.14	0.35	0.14	0.38	0.09
	Verano	0.36	0.14	0.51	0.12	0.46	0.20	0.48	0.03
	Otoño	0.63	0.11	0.40	0.08	0.60	0.15	0.49	0.06
	Invierno	0.60	0.21	0.42	0.16	0.49	0.07	0.69	0.09
ASTILLA ENTERRADA	Primavera	0.47	0.19	0.30	0.14	0.34	0.17	0.27	0.11
	Verano	0.66	0.18	0.54	0.02	0.60	0.11	0.69	0.11
	Otoño	0.47	0.25	0.59	0.20	0.55	0.12	0.62	0.16
	Invierno	0.66	0.33	0.44	0.03	0.58	0.22	0.69	0.24

El nitrógeno orgánico que permaneció en el material tras un año de incubación en el campo fue superior en las astillas respecto a la hoja, pero significativamente inferior cuando los materiales fueron enterrados (Figura 4.62). Para la hoja, no hubo efectos significativos debido al manejo de la finca ($p = 0.682$) ni a la interacción manejo y tratamiento ($p = 0.871$), pero sí hubo un efecto significativo de la localización (enterrada versus sobre la superficie del suelo) de la hoja ($p = 0.007$). En el caso de la astilla, no hubo diferencias significativas para ninguno de los factores considerados; manejo ($p = 0.917$), localización ($p = 0.577$), ni para la interacción de ambos ($p = 0.596$).

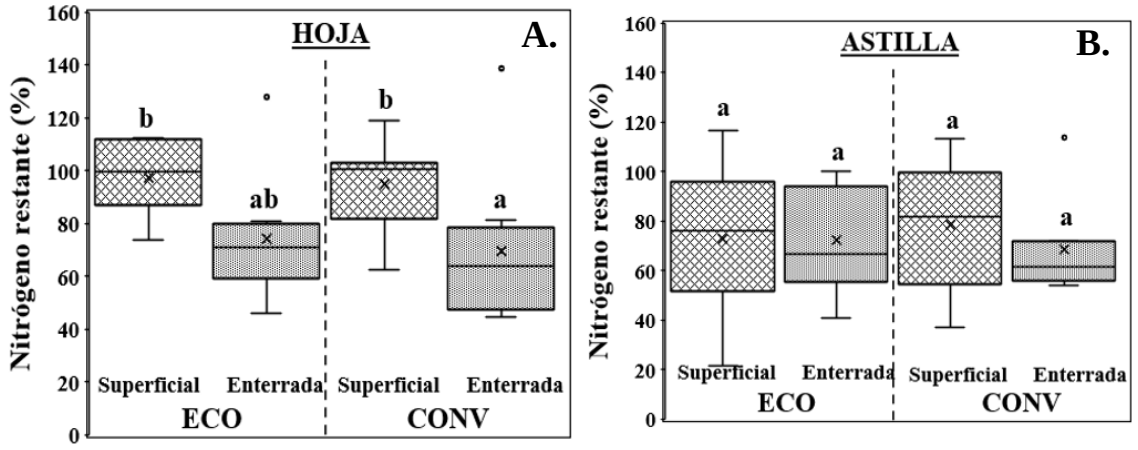


Figura 4.62. Nitrógeno restante (%) en la hoja (A) y en la astilla (B) aglutinando la localización del material (superficial y enterrada) y el tipo de manejo en la finca (ECO y CONV). Distintas letras denotan diferencias significativas. La línea negra horizontal, la cruz en forma de x, los bordes y puntos de los box-plots, representan la mediana, la media, los cuartiles y los valores fuera del rango, respectivamente.

4.15.4 Tasas de descomposición mensual

Analizando los datos de manera conjunta, se observó que la tasa mensual de pérdida de peso del material fue estadísticamente significativa según la estación del año ($p = 0.000$) existiendo diferencias significativas entre invierno-primavera, invierno-verano, otoño-primavera, otoño-verano y primavera-verano. También hubo diferencias significativas cuando el material se instaló en superficie o fueron enterradas ($p = 0.043$), y los valores para las hojas fueron superiores que para las astillas ($p = 0.0006$). El manejo de la finca no influyó de forma significativa en la tasa mensual de pérdida de material ($p = 0.164$). Si se analizaba los datos (Figura 4.63) por tipo de material, hubo diferencias significativas en la tasa mensual debido a la estación del año y estas fueron dependientes de donde se instaló la hoja. Sin embargo, el manejo de la finca no afectó con independencia de la estación o el lugar de instalación. Para la tasa mensual de pérdida de peso de las astillas, el manejo de la finca no influyó con independencia de si esta estuvo sobre la superficie del suelo o enterrada ($0.335 < p > 0.602$) o de la estación del año ($0.053 < p > 0.088$). Ahora bien, la tasa de descomposición mensual de las astillas instaladas en superficie podría presentar una diferencia estadística marginal según la estación, puesto que la probabilidad asociada fue de 0.053.

La tasa de descomposición mensual de las litter bags de hojas y astillas instaladas en superficie o enterradas considerando en conjunto las parcelas ECO y CONV, tendió a ser superior en primavera, otoño e invierno, siendo inferior o nula durante el verano.

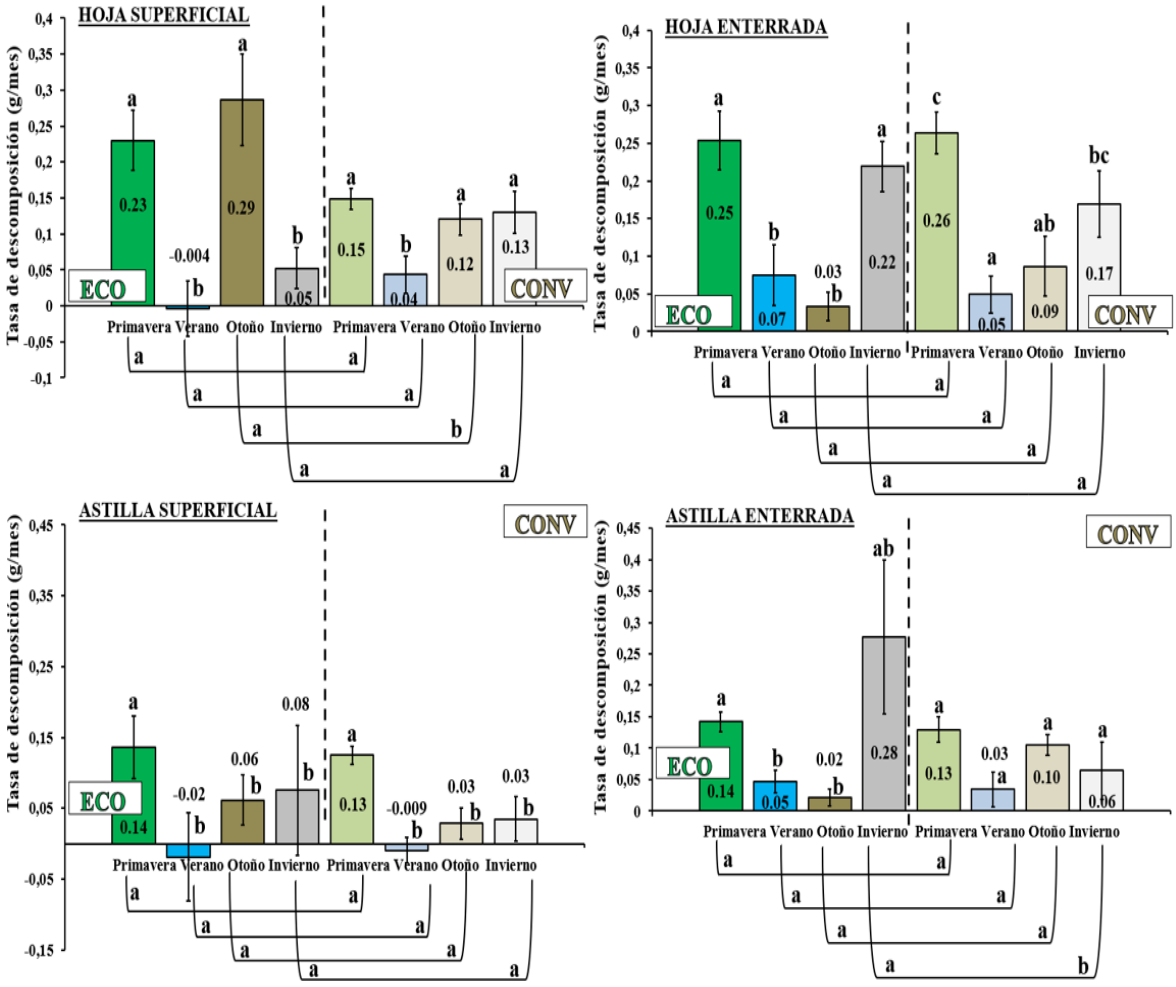


Figura 4.63. Tasa de descomposición mensual (g/mes) en función de la estación y el manejo, y si el material (hoja/astilla) se encontraba en superficie o enterrado. Las barras representan el error estándar. Distintas letras denotan diferencias significativas entre ECO y CONV para las mismas estaciones.

4.16 Salida de carbono con el fruto, hojín y leña

La cantidad de fruto, hojín y leña generada en las distintas parcelas, así como la cantidad de carbono orgánico se encuentra en los apartados *3.11 Cálculo de la cantidad de carbono orgánico en el fruto y en el hojín que acaban en la almazara* y *3.7 Restos de poda y leña*, ya que se consideran entradas y salidas al mismo tiempo.

4.17 Quema de los restos de poda y cogeneración

En CC-ECO los restos de poda eran triturados, pero no se incorporaban al suelo, sino que se utilizaban para cogeneración. En este caso, la cantidad de carbono orgánico por hectárea de los restos de poda generados en la parcela se consideraban tanto entrada como salida del sistema (véase *Tabla 4.3. Cantidad anual de poda (en peso seco) y cantidad de carbono orgánico en las fincas de estudio*). La cantidad de residuo seco (poda ligera en peso seco), la biomasa quemada y el carbono orgánico liberado a la atmósfera que se producía por la quema de los restos de poda se recoge en la Tabla 4.12.

Tabla 4.12. Poda ligera y biomasa quemada (kg ha^{-1} año^{-1}), así como el carbono que se pierde (kg C ha^{-1} año^{-1}) en forma de CO_2 hacia la atmósfera en aquellas fincas donde se queman los restos de poda.

	Poda ligera	**Biomasa quemada**	**C-CO_2 emitido**
Parcela	(kg ha^{-1} año^{-1})		(kg C ha^{-1} año^{-1})
IS-CONV	1253.37	879.87	404.03
JT-CONV	1887.18	1324.80	608.34
CC-CONV	1887.18	1324.80	608.34

4.18 Salidas totales de carbono orgánico de los olivares

Anualmente salen 3.52 ± 0.20 t C ha^{-1} para el conjunto de olivares analizados, siendo esta cantidad de 3.53 t C ha^{-1} año^{-1} para el conjunto de parcelas ECO, frente a 3.51 t C ha^{-1} año^{-1} bajo un manejo CONV, sin existir diferencias significativas (p = 0.952) (Figura 4.64).

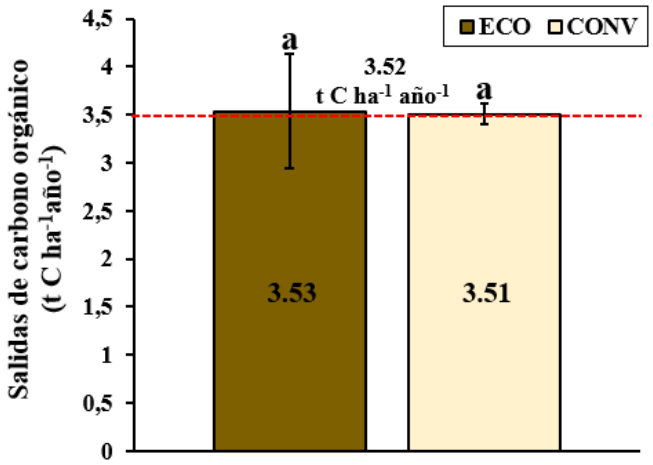


Figura 4.64. Salidas de carbono orgánico (t C ha^{-1} año^{-1}) en el conjunto de olivares ECO y CONV. Las barras representan el error estándar. La línea discontinua roja, así como el número que se muestra sobre esta, indica el promedio del conjunto de parcelas. Diferentes letras denotan diferencias significativas.

Los valores oscilaron entre 2.15 t C ha^{-1} año^{-1}, olivar tradicional de 200 años y en secano, y 5.52 t C ha^{-1} año^{-1} para un secano tradicional de 100 años (Figura 4.65). La pérdida de carbono por erosión del suelo en los olivares promedió 0.11 t C ha^{-1} año^{-1} para el conjunto total de 24 olivares, contribuyendo en 3.27 % de las salidas totales de carbono orgánico. Las emisiones anuales de CO_2 del suelo promediaron 1.73 t C-CO_2 ha^{-1} lo que representa el 49.64 % de la producción total de carbono. La producción de carbono con la cosecha, es decir fruto más hojín que va a la almazara promedió 1.31 t C ha^{-1} año^{-1}, contribuyendo en promedio 37.64 %. La salida de carbono orgánico a través de la leña promedió 0.26 t C ha^{-1} año^{-1}, mientras que la quema de la poda o cogeneración 0.74 t C ha^{-1} año^{-1} (6.92 % y 2.54 %, respectivamente).

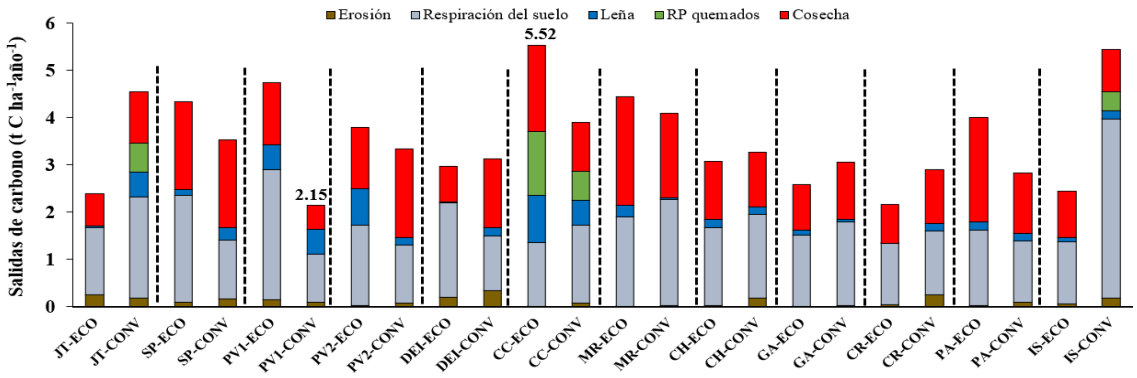


Figura 4.65. Flujos anuales de salidas de carbono t C ha^{-1} $año^{-1}$) de los principales procesos de salida en los 12 pares de olivares ECO y sus comparables CONV.

Para el conjunto de los olivares tradicionales, las salidas de carbono orgánico promediaron 3.55 t C ha^{-1}, y no fue significativamente diferente a la de los olivares intensivos (3.46 t C ha^{-1} $año^{-1}$) (p = 0.831) (Figura 4.66).

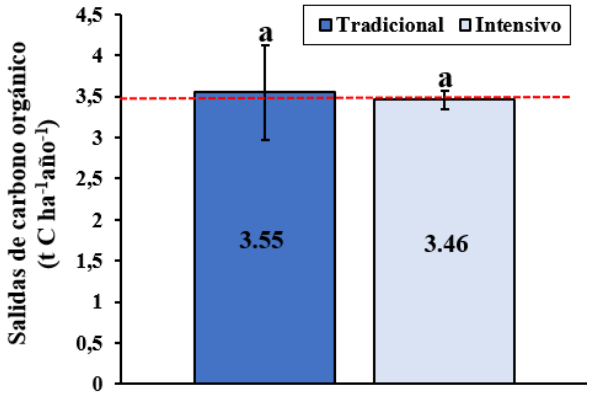


Figura 4.66. Salidas anuales de carbono orgánico (t C ha^{-1} $año^{-1}$) en el conjunto de olivares tradicionales e intensivos. Las barras representan el error estándar. La línea discontinua roja indica el promedio del conjunto de parcelas. Diferentes letras denotan diferencias significativas.

4.19 Balance y huella de carbono

4.20 Balance de carbono

4.20.1 Balances de carbono en la finca, los árboles y el suelo

El balance de carbono de las fincas y para el conjunto de los olivares analizados fue positivo, excepto para tres de ellos (JT-CONV, CC-CONV e IS-CONV), y promedió 1.20 ± 0.28 t C ha^{-1} $año^{-1}$. La variabilidad fue amplia; desde – 1.95 t C ha^{-1} $año^{-1}$ en un olivar tradicional de secano de 28 años hasta 5.39 t C ha^{-1} $año^{-1}$ en un olivar tradicional en regadío de 37 años, que fue el que mostró las mayores entradas de carbono debido a la cubierta vegetal espontánea y a la aplicación de alperujo compostado (Figura 4.67).

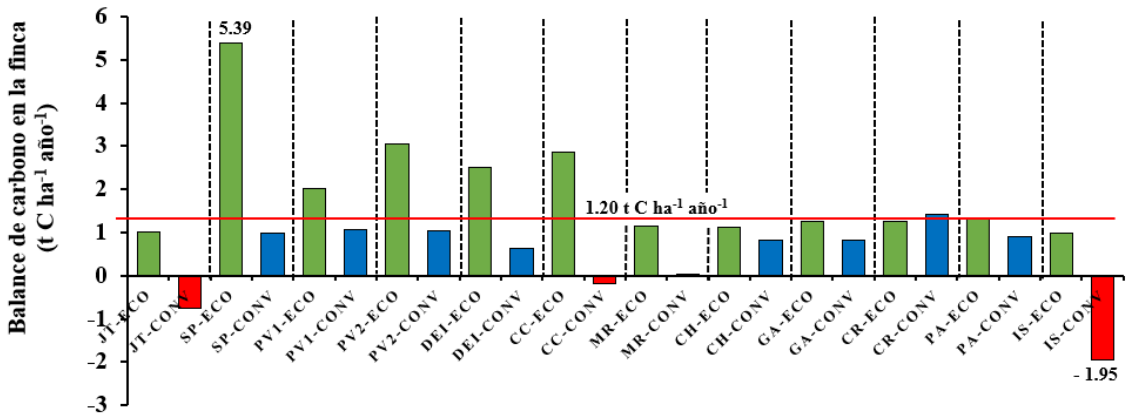


Figura 4.67. Balance anual de carbono en la finca (t C ha^{-1} $año^{-1}$) en los 12 pares de olivares ECO (barras verdes) y sus comparables CONV (barras rojas cuando es negativo o azules cuando es positivo). La línea roja indica el promedio del conjunto de fincas del olivar.

Como era de esperar, el balance de carbono en el árbol fue positivo para el conjunto de las parcelas, y promedió 0.54 t C ha^{-1} $año^{-1}$, con una gran variabilidad que osciló entre 0.21 y 1.23 t C ha^{-1} $año^{-1}$ (Figura 4.68).

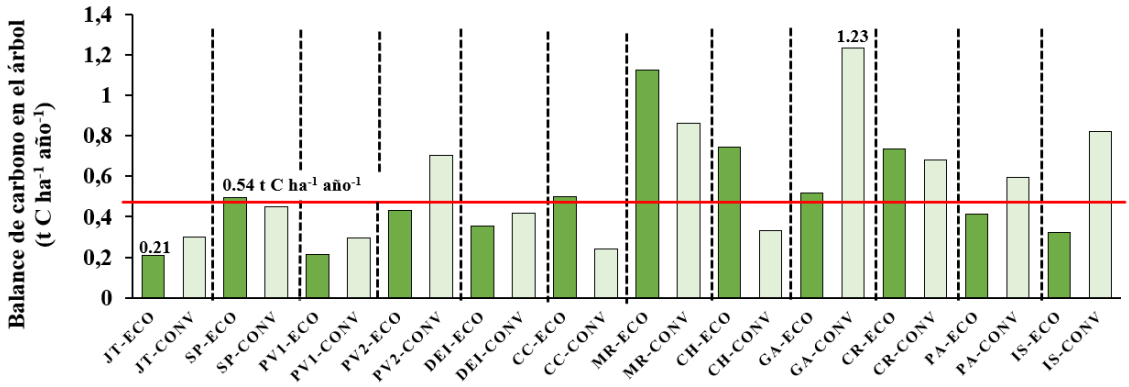


Figura 4.68. Balance anual de carbono en el árbol (t C ha^{-1} $año^{-1}$) en los 12 pares de olivares ECO (verde oscuro) y sus comparables CONV (verde claro). La línea roja indica el promedio del conjunto de parcelas de olivar.

En promedio para los 24 olivares, el suelo ganó carbono orgánico a una tasa anual promedio de 0.65 t C ha^{-1} $año^{-1}$. Sin embargo, los valores oscilaron entre -2.78 t C ha^{-1} $año^{-1}$ y 4.88 t C ha^{-1} $año^{-1}$. El balance de carbono en el suelo para 19 de los olivares analizados fue positivo, pero negativo para cinco fincas (JT-CONV, CC-CONV, MR-CONV, GA-CONV E IS-CONV) (Figura 4.69).

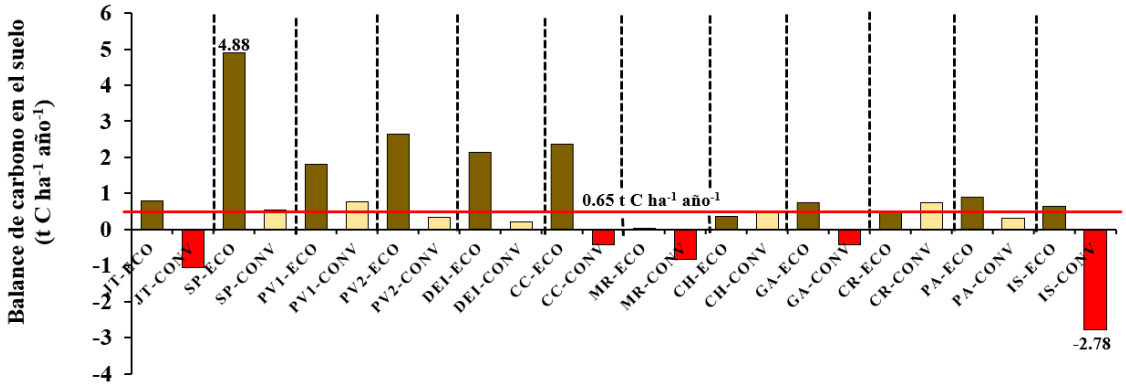


Figura 4.69. Balance anual de carbono en el suelo (t C ha^{-1} $año^{-1}$) en los 12 pares de olivares ECO (marrón oscuro) y sus comparables CONV (marrón claro cuando es positivo y rojo cuándo es negativo). La línea roja indica promedio del conjunto de parcelas de olivar.

El balance de carbono total en el olivar (entradas menos salidas de carbono orgánico a nivel de finca) promedió 1.99 t C ha^{-1} $año^{-1}$ para el conjunto de parcelas ECO frente a 0.40 t C ha^{-1} $año^{-1}$ para aquellas bajo manejo CONV, existiendo diferencias significativas ($p < 0.01$). En el caso del balance de carbono en el árbol, no hubo diferencias significativas entre manejos ($p = 0.529$). El balance de carbono promedio en el suelo de las fincas ECO fue positivo (1.48 t C ha^{-1} $año^{-1}$) mientras que en las fincas CONV fue negativo (- 0.18 t C ha^{-1} $año^{-1}$), siendo las diferencias significativas ($p < 0.01$) (Figura 4.70).

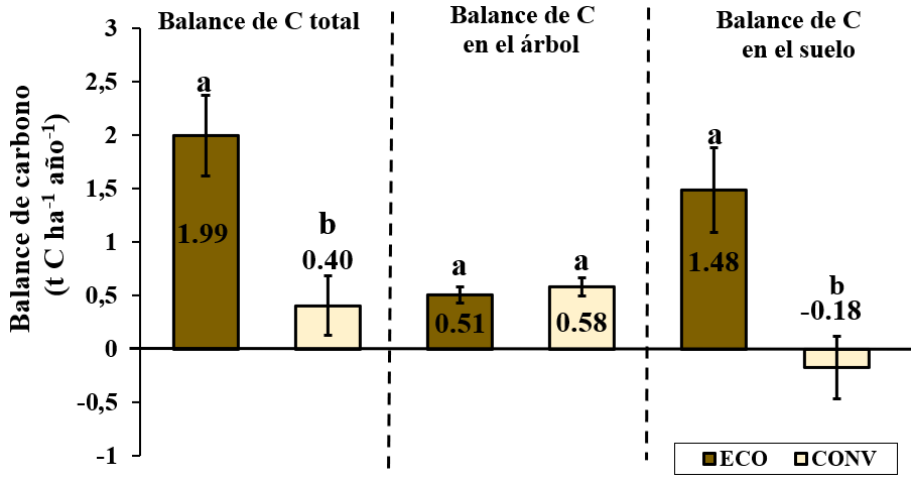


Figura 4.70. Balance anual de carbono (t C ha^{-1} $año^{-1}$) promedio a nivel de finca (total), en el árbol y en el suelo, en el conjunto de olivares ECO y en sus comparables CONV. Las barras representan el error estándar. Distintas letras denotan diferencias significativas entre manejo.

El balance de carbono total en el olivar en el conjunto de olivares tradicionales fue de 1.26 t C ha^{-1} $año^{-1}$, un 17 % superior al de los olivares intensivos. Sin embargo, las diferencias no fueron significativas (p = 0.809), tampoco las hubo para el balance de carbono en el árbol y en el suelo (Figura 4.71).

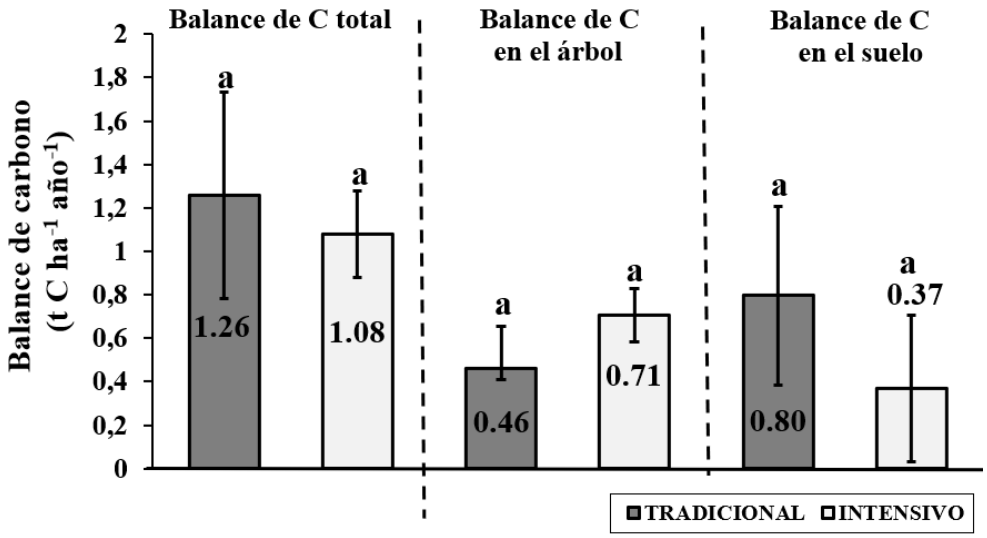


Figura 4.71. Balance anual de carbono (t C ha^{-1} $año^{-1}$) promedio a nivel de finca (total), en el árbol y en el suelo, en el conjunto de olivares tradicional e intensivo. Las barras representan el error estándar. Distintas letras denotan diferencias significativas debidas al marco de plantación.

La magnitud del balance anual de carbono en el suelo se relacionó significativamente con las entradas anuales de carbono gestionadas, siendo R^2 = 0.73, p < 0.001 (Figura 4.72).

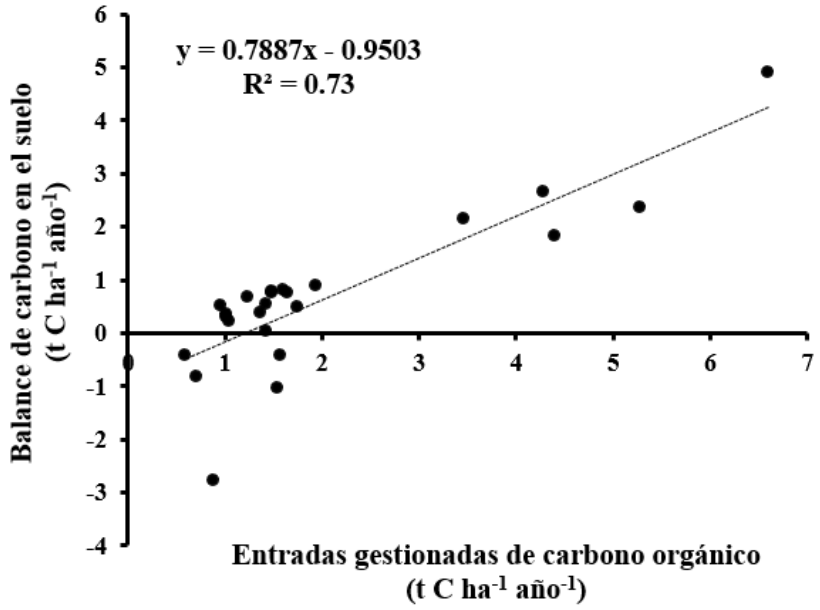


Figura 4.72. Relación lineal entre el balance anual de carbono en el suelo y las entradas anuales de carbono orgánico gestionadas (t C ha^{-1} $año^{-1}$).

4.21 Emisiones de CO_2 equivalente durante las operaciones de campo

Las emisiones de CO_2 equivalente desglosadas para las distintas labores llevadas a cabo en el campo (irrigación, manejo del suelo, mantenimiento de la cubierta vegetal, labores de poda, fertilización-fitosanitarios y recolección) se encuentran recogidas en las Tablas 4.13, 4.14, 4.15, 4.16 y 4.17, respectivamente. Para el conjunto de fincas analizadas, que son aquellas en las que fue posible realizar la entrevista semiestructurada y el cuestionario, las emisiones promediaron 1310.41 ± 119.02 kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$. La cantidad de CO_2 emitido por irrigación promedió 347.25 kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$. Las emisiones derivadas del manejo del suelo fueron superiores en las parcelas con manejo CONV (130.70 kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ en promedio) respecto a las ECO (10.98 kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ en promedio), existiendo diferencias significativas entre los dos tipos de fincas ($p < 0.01$). En cambio, en la labor de mantenimiento de la cubierta vegetal espontánea ocurrió lo contrario, las emisiones de CO_2 en las fincas ECO (105.70 kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$) fueron significativamente superiores ($p = 0.026$) que las obtenidas en las fincas CONV (48.11 kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$). Las emisiones de CO_2 equivalente en las fincas con un marco de plantación intensivo fueron superiores ($p = 0.040$) que aquellas fincas tradicionales, existiendo una diferencia de 97.25 kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ entre ellas (Tabla 4.18). La contribución de las distintas labores de campo en el total varió en función de la finca (Figura 4.73). No obstante, hubo una tendencia en todas ellas; el empleo de fertilización y fitosanitarios fue la labor que más contribuyó (38 % en promedio), seguido de la recolección (29 %) y la irrigación (15 %), y la que menos repercutían en estas emisiones fueron las labores de manejo del suelo (4 %) (Figura 4.74). La contribución de las labores de poda y mantenimiento de la cubierta vegetal espontánea fue similar, aunque las primeras fue ligeramente superior.

Cuando se relacionaba las emisiones de CO_2 eq totales generadas durante las labores de campo con respecto a cada una de ellas (irrigación, manejo del suelo, mantenimiento de la cubierta vegetal, labores de poda, labores fertilización-fitosanitarios y recolección), las labores de fertilización-fitosanitarios y la irrigación fueron las labores en la que hubo una relación estadísticamente significativa entre estas y las emisiones de CO_2 eq finales como consecuencia de todas las tareas llevadas a cabo (Tabla 4.19).

Tabla 4.13. Emisiones de CO_2 eq debidas a la irrigación en las fincas estudiadas.

	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO	IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Irrigación																	
Instalación del sistema de riego	0.00	311.30	311.30	311.30	311.30	311.30	0.00	0.00	0.00	311.30	0.00	311.30	311.30	0.00	0.00	311.30	0.00
Pérdidas por transporte de electricidad	0.00	3.73	3.73	5.78	2.98	5.59	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	2.42	16.78	0.00	0.00	10.44	0.00
Emisiones por riego (E. directa)	0.00	27.00	27.00	41.85	21.60	40.50	0.00	0.00	0.00	6.75	0.00	17.55	121.50	0.00	0.00	75.60	0.00
Emisiones totales (kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$)	**0.00**	**342.03**	**342.03**	**358.93**	**335.88**	**357.39**	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**318.98**	**0.00**	**331.27**	**449.58**	**0.00**	**0.00**	**397.34**	**0.00**

Tabla 4.14. Emisiones de CO_2 eq debidas al manejo del suelo en las fincas estudiadas.

	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO	IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Manejo del suelo																	
Grada de discos																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (tractor)				2.27													
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (apero)				1.81													
Uso de la maquinaria (combustión)				29.66													
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)				1.20													
Producción/transporte combustible				9.33													
Cultivador																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (tractor)				1.51							0.95			3.13	1.67	1.79	1.45
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (apero)				1.21							0.84			2.53	1.45	1.51	1.22
Uso de la maquinaria (combustión)				56.29							32.11			113.84	57.55	62.55	50.67
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)				0.80							0.50			1.65	0.88	0.94	0.77
Producción/transporte combustible				17.70							10.10			35.80	18.10	19.67	15.93

	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO	IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Manejo del suelo																	
Grada de púas																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (tractor)	1.34	3.22		1.70											1.40		1.16
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (apero)	1.01	3.23		1.21											1.08		0.88
Uso de la maquinaria (combustión)	15.13	34.04		12.10											11.35		12.10
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)	0.71	1.70		0.90											0.74		0.61
Producción/transporte combustible	4.76	10.71		3.81											3.57		3.81
Rulear																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (tractor)				1.51							1.28			1.49			
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (apero)				1.21							1.13			1.21			
Uso de la maquinaria (combustión)				18.16							16.28			20.52			
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)				0.80							0.67			0.79			
Producción/transporte combustible				5.71							5.12			6.45			
Conquilde																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (tractor)											0.95					1.79	
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (apero)											0.84					1.51	
Uso de la maquinaria (combustión)											32.11					62.55	
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)											0.50					0.94	
Producción/transporte combustible											10.10					19.67	
Emisiones totales (kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$)	**22.95**	**52.90**	**0.00**	**168.87**	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**113.49**	**0.00**	**0.00**	**187.41**	**97.78**	**172.92**	**88.60**

Tabla 4.15. Emisiones de CO_2 eq debidas a las labores de poda en las fincas estudiadas.

	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO	IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Labores de poda																	
Poda (motosierra)																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant.	0.16	0.23	0.17	0.10	0.14	0.14	0.09	0.51	0.64	0.64	0.13	0.64	0.13	0.34	0.11	0.17	0.13
Uso de la maquinaria (gasolina)		7.30	12.16	13.62	12.16	12.16	8.51	34.06	43.33	43.33		43.33	8.78	32.60	6.32	10.95	8.67
Aceite lubricante		0.03	0.02	0.01	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01		0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01
Producción/transporte combustible (gasolina)		2.87	4.78	5.36	4.78	4.78	3.35	13.39	17.03	17.03		17.03	3.45	12.81	2.49	4.30	3.41
Uso de la maquinaria (electricidad)	2.39										2.56						
Pérdidas por transporte de electricidad	0.99										1.74						
Recogida de la leña (Tractor/todoterreno + remolque)																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (tractor/todoterreno)	1.34	0.21	0.21	1.42	1.40	1.40	1.21	1.31	0.21	0.21	0.21	0.21	0.21	0.21	0.21	0.21	0.21
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (apero)	2.02	0.24	0.24	5.59	2.02	2.02	1.29	2.02	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
Uso de la maquinaria (combustión)	22.21	37.02	37.02	24.99	24.06	24.06	18.51	21.29	37.02	37.02	37.02	37.02	37.02	37.02	37.02	37.02	37.02
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)	0.71	0.53	0.69	0.75	0.74	0.74	0.64	0.69	0.74	0.71	0.67	0.74	0.71	0.74	0.69	0.71	0.71
Producción/transporte combustible	6.99	11.64	11.64	7.86	7.57	7.57	5.82	6.69	11.64	11.64	11.64	11.64	11.64	11.64	11.64	11.64	11.64
Triturado de la poda (picadora)																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (tractor)	0.18	0.45	0.45	0.45	0.57	0.57	0.45	0.70	0.70	0.73	0.67	0.70	1.62	0.70	0.80	1.34	1.34
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (apero)	0.19	0.47	0.47	0.47	0.61	0.61	0.47	0.75	0.75	0.75	0.71	0.75	1.90	0.75	0.85	1.42	1.42
Uso de la maquinaria (combustión)	11.35	12.10	12.10	15.13	15.13	17.40	4.54	11.13	12.59	12.59	10.18	12.59	10.59	12.59	12.77	22.21	22.21
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)	0.09	0.24	0.24	0.24	0.30	0.30	0.24	0.37	0.37	0.37	0.35	0.37	0.94	0.37	0.43	0.71	0.71
Producción/transporte combustible	3.57	3.81	3.81	4.76	4.76	5.47	1.43	3.50	3.96	3.96	3.20	3.96	3.33	3.96	4.02	6.99	6.99
Transporte																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (tractor)	0.01	0.43	0.33	0.12	0.12	0.22	0.01	1.36	0.08	0.22	0.23	0.36	0.28	0.26	0.19	0.08	0.31
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (apero)	0.01	0.17	0.13	0.45	0.17	0.31	0.01	2.10	0.03	0.09	0.09	0.14	0.11	0.10	0.08	0.03	0.12

	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO	IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Labores de poda																	
Trasporte (continuación)																	
Uso de la maquinaria (combustión)	0.11	16.61	12.57	1.89	1.92	3.58	0.16	24.22	3.04	8.25	8.67	13.73	10.63	10.07	7.22	2.94	11.89
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)	0.00	0.51	0.38	0.06	0.06	0.11	0.00	0.74	0.09	0.25	0.26	0.42	0.32	0.31	0.22	0.09	0.36
Producción/transporte combustible	0.04	5.73	4.34	0.65	0.66	1.24	0.05	8.36	1.05	2.85	2.99	4.74	3.67	3.48	2.49	1.02	4.10
Emisiones totales (kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$)	**52.36**	**100.59**	**101.76**	**83.91**	**77.19**	**82.70**	**46.80**	**133.21**	**133.52**	**140.88**	**81.58**	**148.62**	**95.58**	**128.20**	**87.81**	**102.08**	**111.50**

Tabla 4.16. Emisiones de CO_2 eq debidas a las labores de fertilización-fitosanitarios en las fincas estudiadas.

	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO	IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Labores fertilización-fitosanitarios																	
Atomizador																	
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (tractor)	1.34	1.15	1.74	3.78	3.63	3.63	3.18	6.98	3.06	3.06	5.11	3.06	5.30	0.93	3.36	5.36	2.57
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (apero)	3.23	3.70	4.31	8.62	8.40	8.40	8.48	17.23	7.09	7.09	12.92	7.09	14.14	2.15	8.29	12.92	6.20
Uso de la maquinaria (combustión)	17.77	11.89	22.71	53.31	50.05	50.05	38.88	90.83	42.22	42.22	65.16	42.22	64.81	12.83	43.71	71.08	34.12
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)	0.71	0.61	0.92	2.00	1.92	1.92	1.68	3.69	1.62	1.62	2.70	1.62	2.80	0.49	1.77	2.83	1.36
Producción/transporte combustible	5.59	3.74	7.14	16.77	15.74	15.74	12.23	28.57	13.28	13.28	20.49	13.28	20.38	4.04	13.75	22.36	10.73
Abonadora																	
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (tractor)				0.76		1.86			1.09	1.09		1.09	0.97		0.75	0.69	
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (apero)				0.36		0.90			0.53	0.53		0.53	0.54		0.39	0.45	
Uso de la maquinaria (combustión)				10.66		25.67			15.04	15.04		15.04	11.85		6.05	7.11	
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)				0.40		0.98			0.58	0.58		0.58	0.51		0.40	0.37	
Producción/transporte combustible				3.35		8.07			4.73	4.73		4.73	3.73		1.90	2.24	

	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO	IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Labores fertilización-fitosanitarios																	
Remolque esparcidor																	
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (tractor)	0.18		1.74				0.81							1.40	1.44		
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (apero)	0.18		1.78				0.89							1.33	1.47		
Uso de la maquinaria (combustión)	10.58		30.26				12.34							24.06	23.42		
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)	0.09		0.92				0.43							0.74	0.76		
Producción/transporte combustible	3.33		9.52				3.88							7.57	7.36		
Pala cargadora																	
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (tractor)			2.09		0.93						0.56	2.79					0.59
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (apero)			0.65		0.27						0.18	0.81					0.18
Uso de la maquinaria (combustión)			34.06		16.04						8.96	48.13					9.77
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)			1.11		0.49						0.30	1.48					0.31
Producción/transporte combustible			10.71		5.05						2.82	15.14					3.07
Colocación de trampas de mosca (cuba con pistola)																	
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (tractor)							1.03										
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (apero)							0.23										
Uso de la maquinaria (combustión)							16.04										
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)							0.55										
Producción/transporte combustible							5.05										
Transporte estiércol, hojas y alperujo																	
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (tractor)	1.12		0.14		0.05		0.07				3.04	0.03			0.70		4.16

	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO	IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Labores fertilización-fitosanitarios																	
Transporte estiércol, hojas y alperujo (continuación)																	
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (apero)	1.69		0.21		0.01		0.07				4.81	0.01			1.08		6.26
Uso de la maquinaria (combustión)	19.49		2.42		0.89		1.29				55.40	0.50			12.47		72.15
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)	0.59		0.07		0.03		0.04				1.61	0.02			0.37		2.20
Producción/transporte combustible	6.73		0.83		0.31		0.44				19.13	0.17			4.30		24.91
Fertilizantes minerales-fitosanitarios																	
N	0.89	79.45	0.00	442.29	65.83	638.22	0.00	24.45	337.49	449.89	6.88	449.89	193.26	227.65	276.91	167.91	1.34
P	0.00	9.61	0.00	31.10	14.31	45.69	0.00	3.70	23.10	30.80	0.67	30.80	3.93	13.18	31.26	27.80	0.53
K	0.86	16.55	0.00	22.69	18.78	30.78	11.55	1.98	18.40	24.50	3.66	24.50	78.24	18.26	46.28	12.99	6.14
Micronutrientes (Boro)	0.00	0.00	0.00	3.64	0.35	2.59	0.00	0.26	4.27	5.70	0.00	2.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Insecticida	0.00	0.07	0.00	0.00	1.76	1.76	2.64	0.00	0.21	0.21	0.52	0.21	0.41	0.21	1.46	0.87	2.60
Fungicida	11.51	6.19	2.81	21.45	13.28	13.28	0.00	6.60	18.56	18.56	20.87	18.56	16.56	24.75	26.81	16.50	12.79
Herbicida	0.00	0.00	0.00	19.15	0.00	0.00	0.00	0.00	20.83	20.83	30.90	2.20	17.72	78.87	16.66	26.07	23.63
Emisiones de óxido nitroso																	
Debidas a la aplicación de fertilizantes sintéticos	0.43	38.03	0.00	211.72	31.51	305.51	0.00	11.71	161.55	215.36	3.29	215.36	92.51	108.97	132.55	80.38	0.64
Debidas a la aplicación de alperujo	88.85	0.00	23.19	0.00	0.00	0.00	4.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Debidas a la aplicación de estiércol	0.00	0.00	4.47	0.00	0.00	0.00	5.61	1.60	0.00	0.00	51.52	0.00	0.00	0.00	8.56	0.00	47.53
Debidas a la aplicación de hojín	0.00	0.00	6.69	0.00	0.98	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.98	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Debidas a la aplicación de otros fertilizantes org. comerciales	0.00	0.00	0.00	0.00	13.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.84	0.00	0.00	0.00
Transporte fertilizantes y fitosanitarios																	
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (tractor)	0.02	0.08	0.00	0.27	0.02	0.05	0.00	0.03	0.14	0.12	0.01	0.14	0.07	0.08	0.11	0.05	0.01
Materias primas, fabricación, rep. y mantenimiento (apero)	0.02	0.10	0.00	0.32	0.03	0.05	0.00	0.03	0.16	0.14	0.01	0.17	0.08	0.10	0.12	0.06	0.01

	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO	IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Labores fertilización-fitosanitarios																	
Transporte fertilizantes y fitosanitarios (continuación)																	
Uso de la maquinaria (combustión)	1.94	9.17	0.03	30.45	2.68	5.10	0.46	3.08	15.71	13.75	0.59	16.23	7.45	9.42	11.99	5.71	0.82
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)	0.03	0.13	0.00	0.42	0.04	0.07	0.01	0.04	0.22	0.19	0.01	0.22	0.10	0.13	0.17	0.08	0.01
Producción/transporte combustible	0.67	3.17	0.01	10.51	0.93	1.76	0.16	1.06	5.42	4.75	0.20	5.60	2.57	3.25	4.14	1.97	0.28
Emisiones totales (kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$)	**177.84**	**183.64**	**170.54**	**894.02**	**267.84**	**1162.09**	**132.95**	**201.83**	**695.30**	**874.03**	**322.29**	**925.61**	**537.92**	**543.24**	**690.77**	**465.79**	**274.94**

Tabla 4.17. Emisiones de CO_2 eq debidas a la recolección en las fincas estudiadas.

	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO	IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Recolección																	
Tractor principal																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant.	10.73	6.53							9.68	9.68	8.30	9.68	4.85	7.63	8.20	9.83	11.24
Uso de la maquinaria (combustión)	241.68	114.43							226.91	226.91	180.18	226.91	100.70	178.91	181.43	221.54	253.37
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)	5.67	3.45							5.11	5.11	4.39	5.11	2.56	4.03	4.33	5.20	5.94
Producción/transporte combustible	76.01	35.99							71.36	71.36	56.67	71.36	31.67	56.27	57.06	69.67	79.69
Tractor auxiliar																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant.			2.84	6.15	6.52	6.52	1.62	3.84	2.42	2.42	4.26	2.42	2.42	3.12	4.10	4.92	5.62
Uso de la maquinaria (combustión)			62.73	147.27	152.73	152.73	33.57	84.92	56.73	56.73	94.19	56.73	50.35	61.93	90.71	110.77	126.69
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)			1.50	3.25	3.44	3.44	0.85	2.03	1.28	1.28	2.25	1.28	1.28	1.65	2.17	2.60	2.97
Producción/transporte combustible			19.73	46.32	48.03	48.03	10.56	26.71	17.84	17.84	29.62	17.84	15.84	19.48	28.53	34.84	39.84
Buggy vibrador																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant.	3.64						7.28	4.82					5.11				
Uso de la maquinaria (combustión)	30.26						60.52	66.57					45.39				
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)	1.92						3.85	4.23					2.70				
Producción/transporte combustible	9.52						19.03	20.94					14.28				

	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO	IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Recolección																	
ATV																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant.			3.79										3.50			6.42	7.34
Uso de la maquinaria (combustión)			39.34										36.31			66.57	76.14
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)			2.00										1.85			3.39	3.88
Producción/transporte combustible			12.37										11.42			20.94	23.95
Vibradora manual rama																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant.			0.63	0.51	0.54	0.54											
Uso de la maquinaria (combustión)			18.24	24.33	14.60	14.60											
Aceite lubricante			0.14	0.11	0.12	0.12											
Producción/transporte combustible			7.17	9.56	5.74	5.74											
Vibradora manual peine																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant.				0.25	0.54	0.54							0.23				
Uso de la maquinaria (combustión)				12.16	14.60	14.60							14.60				
Aceite lubricante				0.06	0.12	0.12							0.05				
Producción/transporte combustible				4.78	5.74	5.74							5.74				
Sopladora																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant.				0.51													
Uso de la maquinaria (combustión)				24.33													
Aceite lubricante				0.11													
Producción/transporte combustible				9.56													
Vibrador de tronco																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant.									15.92	15.92	14.94	15.92			14.39	16.84	19.26
Vibrador + Paraguas																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant.	20.06	16.28															

	DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO	IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Recolección																	
Cajón recogemantos																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant.							0.78		1.68	1.68	3.16	1.68	1.94		3.04	0.65	
Remolque + Pluma																	
Capacidad	8000	10000	8000	10000	8000	8000	5000	8000	8000	8000	8000	8000	8000	8000	8000	8000	8000
Materias primas, fabricación, rep. y mant.	2.69	18.14	4.38	24.22	9.42	9.42	1.72	2.96	3.50	3.50	6.57	3.50	4.04	5.52	6.33	7.40	8.47
Transporte																	
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (tractor)	0.36	2.11	0.12	2.38	0.25	0.25	0.10	5.80	0.25	0.31	0.45	0.58	1.00	2.54	0.49	0.50	0.61
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (apero)	0.55	11.74	0.19	9.37	0.36	0.36	0.11	8.95	0.36	0.45	0.71	0.83	1.67	3.68	0.76	0.75	0.91
Uso de la maquinaria (combustión)	6.32	48.84	2.21	38.99	4.19	4.19	1.97	103.11	4.12	5.13	8.18	9.60	19.24	42.33	8.71	8.66	10.53
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)	0.19	1.12	0.07	1.26	0.13	0.13	0.05	3.07	0.13	0.16	0.24	0.30	0.53	1.34	0.26	0.26	0.32
Producción/transporte combustible	2.18	16.86	0.76	13.46	1.45	1.45	0.68	35.60	1.42	1.77	2.82	3.31	6.64	14.61	3.01	2.99	3.64
Emisiones totales (kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$)	**411.79**	**275.49**	**178.22**	**378.91**	**268.52**	**268.52**	**142.70**	**373.56**	**418.72**	**420.25**	**416.93**	**427.07**	**385.91**	**403.05**	**413.51**	**594.74**	**680.41**

Tabla 4.18. Promedio de emisiones de CO_2 eq debidas a cada una de las labores llevadas a cabo para el conjunto de las fincas analizadas, y teniendo en cuenta el manejo, marco de plantación y el régimen de riego. Distintas letras denotan diferencias significativas.

	Finca	**Marco de plantación**		**Manejo**		**Irrigación**	
	Promedio	**Tradicional**	**Intensivo**	**ECO**	**CONV**	**Trad. Riego**	**Trad. Secano**
	Promedio ± desviación típica (contribución; %)						
Irrigación	190.2 ± 45.37	173.63 ± 57.92 (14.50) a	213.88 ± 77.35 (14.53) a	194.1 ± 56.95 (15.18) a	183.05 ± 82.19 (13.37) a	347.25 ± 4.60 (25.22) a	0.00 ± 0.00 b
Manejo del suelo	53.23 ± 17.04	40.82 ± 18.88 (3.41) a	70.97 ± 32.06 (4.82) a	10.98 ± 8.93 (0.86) a	130.70 ± 22.04 (9.55) b	44.35 ± 32.77 (3.22) a	37.28 ± 0.00 (2.53) a
Mantenimiento de la cubierta vegetal	85.38 ± 12.76	79.77 ± 14.64 (6.66) a	93.38 ± 24.04 (6.34) a	105.70 ± 15.43 (8.27) a	48.11 ± 13.21 (3.51) b	86.57 ± 16.82 (6.29) a	72.97 ± 16.56 (4.96) a
Labores de poda	100.49 ± 7.14	95.9 ± 8.33 (8.01) a	107.04 ± 13.02 (7.27) a	100.04 ± 10.60 (7.82) a	101.31 ± 7.12 (7.40) a	89.23 ± 5.01 (6.48) a	102.57 ± 10.51 (6.97) a
Labores de fertilización-fitosanitarios	501.22 ± 78.26	467.39 ± 115.20 (39.04) a	549.53 ± 102.78 (37.33) a	530.61 ± 109.33 (41.50) a	447.32 ± 103.92 (32.68) a	535.63 ± 206.13 (38.90) a	399.16 ± 78.79 (27.12) a
Recolección	379.9 ± 32	339.86 ± 48.26 (28.38) a	437.11 ± 26.75 (29.70) b	337.16 ± 31.51 (26.37) a	458.26 ± 61.22 (33.48) a	273.93 ± 31.82 (19.89) a	405.78 ± 55.13 (27.57) a

Tabla 4.19. Porcentaje de variabilidad explicada (R^2) y probabilidad asociada a las distintas labores de campo en las emisiones de CO_2 eq totales en la fase de campo.

Labores de campo	**Variabilidad explicada (%)**	**p**
Irrigación	33.42	0.015 *
Manejo del suelo	4.19	0.431
Mantenimiento de la cubierta vegetal	9.34	0.233
Labores de poda	19.71	0.074
Labores fertilización-fitosanitarios	79.43	< 0.001 *
Recolección	15.23	0.121

*Indica la existencia de una relación estadísticamente significativa entre la labor considerada y las emisiones de CO_2 eq finales con un nivel de confianza del 95 % ($p \geq 0.05$).

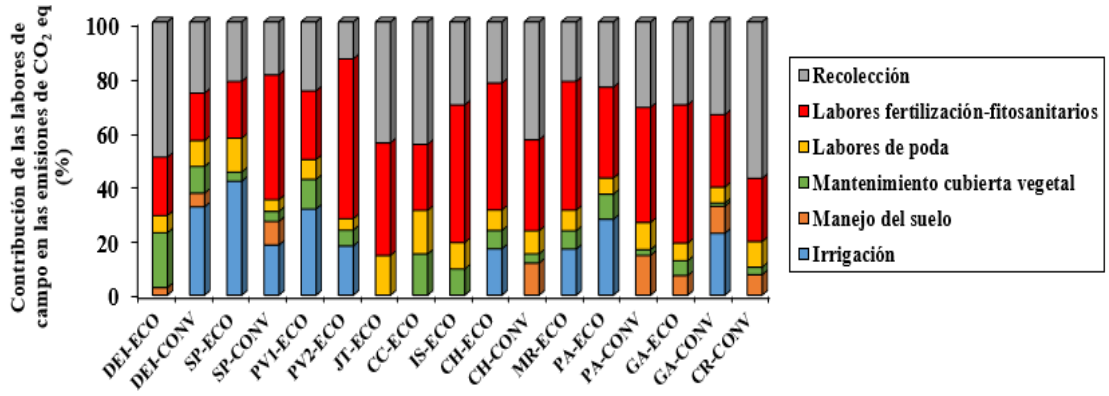


Figura 4.73. Contribución (%) de las labores de campo en las emisiones de CO_2 eq en el conjunto de olivares ECO y en sus comparables CONV.

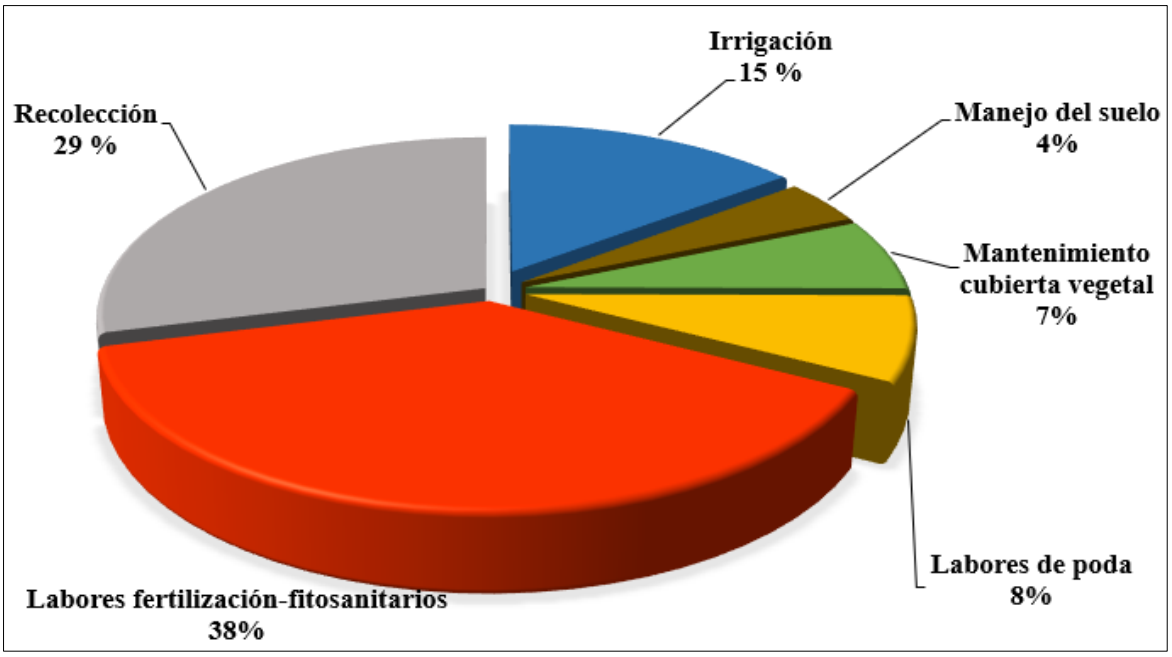


Figura 4.74. Contribución de las labores de campo en las emisiones de CO_2 eq totales para el conjunto de las parcelas analizadas.

4.22 Emisiones de CO_2 equivalente generadas en la almazara

Las emisiones de CO_2 equivalente desglosadas para los distintos insumos y entradas principales requeridas en la almazara en la campaña 2020-21, se encuentran recogidas en la Tabla 4.20. Las emisiones de CO_2 equivalente fueron superiores en la almazara G y B, y la que menos en la D. Las emisiones promedio para el conjunto de las almazaras analizadas fue de 184.88 ± 81.81 t CO_2 eq. El consumo y las pérdidas por transporte de electricidad fueron los que más contribuyeron a la emisión total de CO_2 equivalente (41 %) para el conjunto de almazaras analizadas. Las emisiones derivadas de la combustión del hueso (27 %) y la superficie de edificación (18 %) fueron los otros

elementos que más contribuyeron a la emisión de CO_2 eq. Finalmente, la producción, transporte y consumo de diésel supuso un 4 % del total de emisiones de CO_2 eq. El transporte de los insumos a la almazara, tales como las grasas y el aceite lubricante, fue despreciable, de ahí que su contribución fuese prácticamente del 0 %.

Tabla 4.20. Emisiones de CO_2 eq generadas en las almazaras (A-G) de estudio (kg CO_2 eq).

	A	B	C	D	E	F	G
	Emisiones generadas en distintas almazaras (kg CO_2 eq)						
Superficie de edificación	27860.03	18819.27	3273.55	1006.81	5106.17	8899.22	38533.39
Consumo diésel	0.00	15393.77	0.00	0.00	7471.44	0.00	0.00
Producción/transporte diésel	0.00	4841.40	0.00	0.00	2349.80	0.00	0.00
Consumo electricidad	144170.40	97827.00	3000.00	660.00	10074.90	58708.65	101250.00
Pérdidas por transporte de electricidad	19909.93	13509.91	414.30	91.15	1391.34	8107.66	13982.63
Agua	1416.48	662.61	117.00	7.80	345.94	780.00	877.50
Productos de mantenimiento	5008.16	1677.68	339.83	8.26	686.27	1715.67	16363.29
Grasas y aceite lubricante	0.00	133.24	13.35	0.00	102.21	106.76	106.76
Filtros de celulosa	0.00	21750.00	4080.00	90.00	0.00	0.00	0.00
Combustión de hueso	0.00	0.00	0.00	0.00	28312.39	141561.93	459616.67
Transporte de insumos a la almazara							
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (tractor)	7.50	20.58	3.89	0.09	1.12	2.67	24.60
Materias primas, fabricación, rep. y mant. (apero)	7.59	20.84	3.94	0.09	1.14	2.70	24.92
Uso de la maquinaria (combustión)	136.68	375.07	70.85	1.58	20.46	48.63	448.37
Aceite lubricante y gomas (neumáticos)	3.96	10.87	2.05	0.05	0.59	1.41	13.00
Producción/transporte diésel	47.19	129.49	24.46	0.55	7.06	16.79	154.80
Emisiones totales (almazara)	198567.92	175171.75	11343.21	1866.36	55870.83	219952.08	631395.92

En función de los litros generados a partir de los kilos de aceituna procesada en las distintas almazaras, las emisiones de CO_2 eq promedio para el conjunto de ellas fue 0.08 ± 0.04 kg CO_2 eq/L aceite, siendo la almazara G la que mayor emisiones de CO_2 producía (0.13 kg CO_2 eq/L aceite), y las almazaras A y C las que menos, con emisiones muy semejantes (0.026 kg CO_2 eq/L aceite) (Figura 4.75).

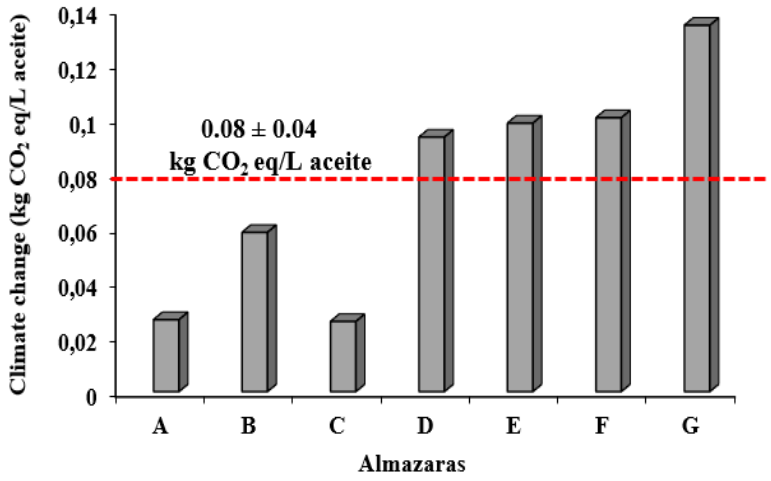


Figura 4.75. Huella de carbono (kg CO_2 eq/L de aceite de oliva) en la fase industrial de las almazaras de estudio. La línea discontinua roja indica el valor promedio de emisiones de CO_2 eq/L aceite para el conjunto de almazaras. En estos valores no se consideran los destinos de los subproductos de las almazaras.

4.23 La huella de carbono

4.23.1 Emisiones de CO_2 debidas a las externalidades; Climate change impact

Cuando no se consideraba el carbono biogénico, las emisiones de CO_2 debidas a las tareas llevadas a cabo en el campo para el conjunto de parcelas analizadas, que son aquellas en las que fue posible realizar la entrevista semiestructurada y el cuestionario (n =17), mostraron una alta variabilidad y promediaron en 1310.41 ± 119.02 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$. Las mayores emisiones correspondieron a la parcela de PV2-ECO y las que menos a JT-ECO (Figura 4.76).

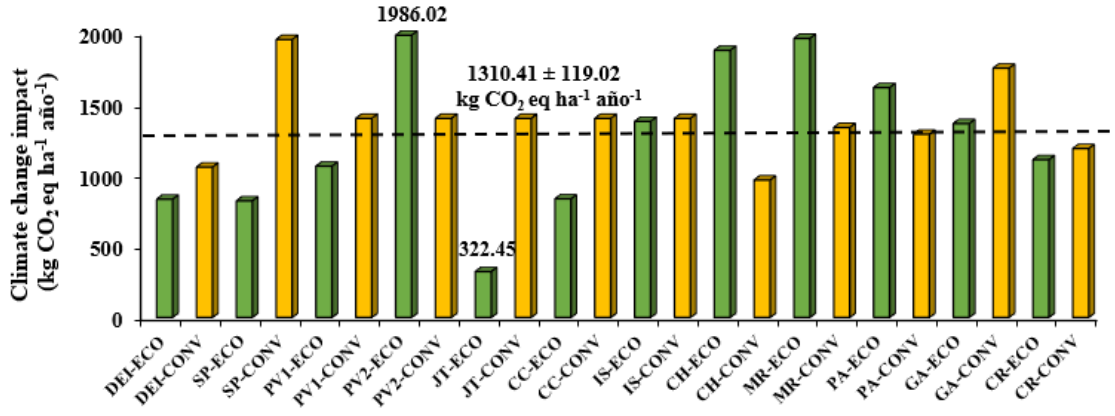


Figura 4.76. Huella de carbono en la fase de campo (kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$) en los 12 pares de olivares ECO y sus comparables CONV. La línea negra discontinua indica las emisiones de CO_2 eq promedio en el conjunto de fincas.

Las emisiones de CO_2 equivalente fueron superiores en aquellas parcelas con marco de plantación intensivo respecto al tradicional, sin existir diferencias significativas ($p = 0.261$) entre ellas. Asimismo, las emisiones en las fincas CONV tendieron a ser superiores a las fincas ECO. Sin embargo, las diferencias entre las fincas CONV y ECO no fueron significativas ($p = 0.728$). Ahora bien, cuando se comparaba fincas con marco de plantación tradicional en riego o secano, las emisiones fueron superiores ($p = 0.014$) en las parcelas con riego respecto a aquellas en secano (Figura 4.77).

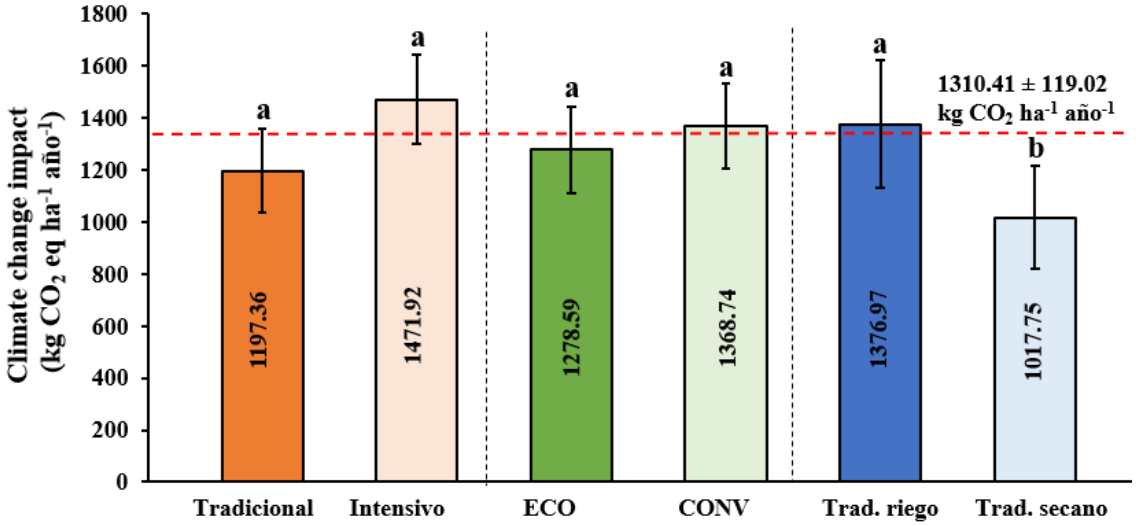


Figura 4.77. Huella de carbono (kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$) en función del marco de plantación (tradicional/intensivo), manejo (ECO/CONV) y régimen de riego (tradicional con riego/tradicional de secano). La línea roja discontinua indica las emisiones de CO_2 eq promedio en el conjunto de fincas. Distintas letras denotan diferencias significativas.

En términos de kg de aceitunas cosechadas, las emisiones de CO_2 eq para el conjunto de parcelas ($n = 24$) promedió 0.29 ± 0.03 kg CO_2 eq kg aceitunas^{-1} $año^{-1}$. Existió una elevada variabilidad, oscilaron entre el mínimo de 0.12 kg CO_2 eq kg aceitunas^{-1} $año^{-1}$ calculado para SP-ECO y el máximo de 0.72 kg CO_2 eq kg aceitunas^{-1} $año^{-1}$ para PV1-CONV (Figura 4.78).

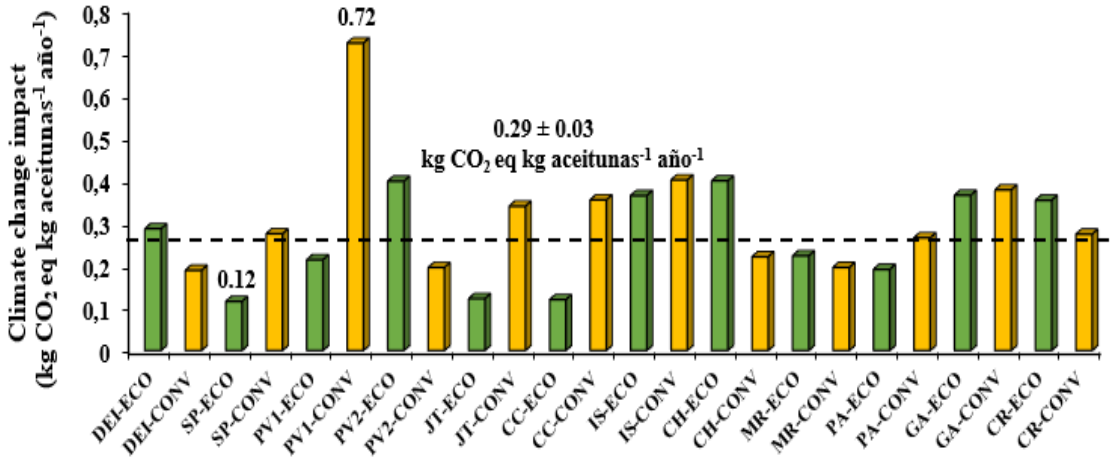


Figura 4.78. Huella de carbono por kg de aceitunas (kg CO_2 kg aceitunas^{-1} $año^{-1}$) en los 12 pares de olivares ECO y sus comparables CONV. La línea negra discontinua indica las emisiones de CO_2 eq promedio en el conjunto de fincas.

Las emisiones de CO_2 equivalente por kg de aceitunas tendieron a ser superiores en las fincas tradicionales, en aquellas con manejo CONV y en las fincas en secano. No obstante, las diferencias no fueron significativas en ningún caso con respecto a sus comparables (p = 0.604, p = 0.316, y p = 0.404, respectivamente) (Figura 4.79).

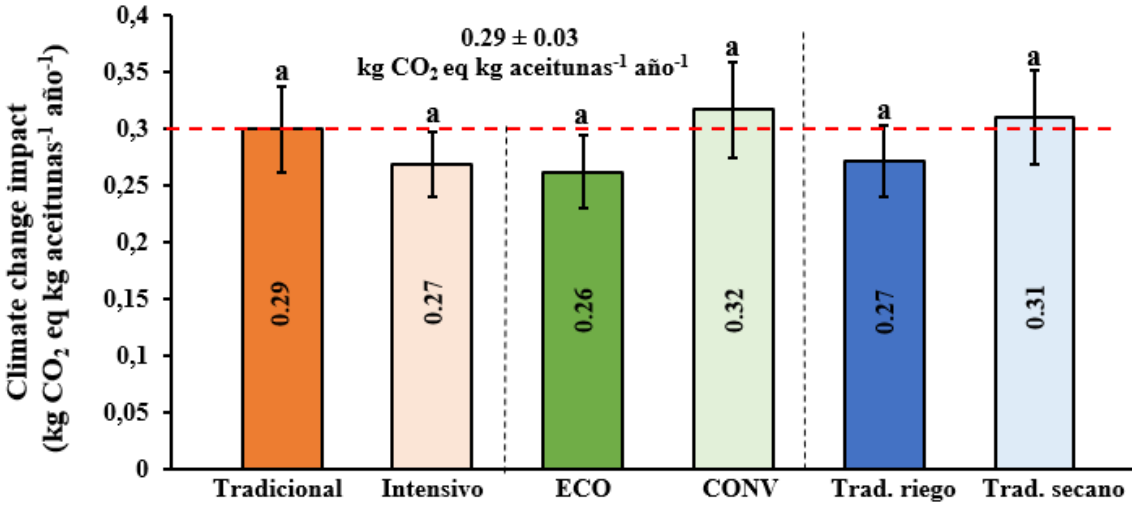


Figura 4.79. Huella de carbono (kg CO_2 kg aceitunas^{-1} año^{-1}) del conjunto de parcelas en función del marco de plantación (tradicional/intensivo), manejo (ECO/CONV) y régimen de riego (tradicional con riego/tradicional de secano). La línea roja discontinua indica las emisiones de CO_2 eq promedio en el conjunto de fincas.

En términos de L de aceite, las emisiones de CO_2 para el conjunto de parcelas (n = 24) promedió 1.95 ± 0.67 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}. Existió una elevada variabilidad, con mayores emisiones en la parcela PV1-CONV (4.08 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}) y menores en SP-ECO (1.01 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}) (Figura 4.80). La fase de campo contribuyó al 72 % de las emisiones de CO_2 eq, seguido de la fase orujera (especialmente la quema de orujillo) con un 23 % y, por último, la extracción del aceite de oliva con un 5 % (Figura 4.80). Por lo tanto, la fase industrial supuso el 28 % de las emisiones de CO_2 eq del total.

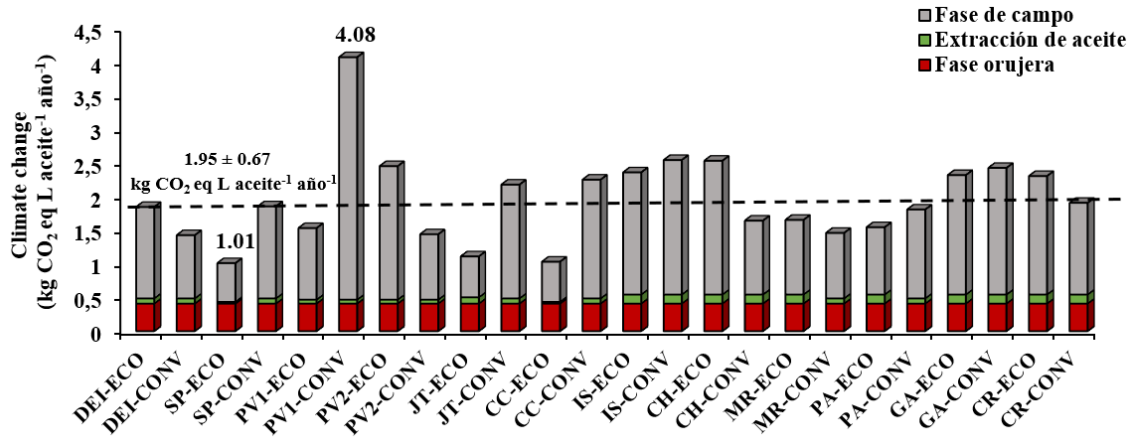


Figura 4.80. Huella de carbono (kg CO_2 L aceite^{-1} año^{-1}) en los 12 pares de olivares ECO y sus comparables CONV. La línea negra discontinua indica las emisiones de CO_2 eq promedio en el conjunto de fincas. El aceite de oliva incluye; virgen extra, virgen y lampante.

Las emisiones de CO_2 equivalente por L de aceite tendieron a ser superiores en las fincas tradicionales, en aquellas con manejo CONV y en las fincas en secano, tal y como ocurría para las emisiones de CO_2 eq por kg de aceitunas. No obstante, las diferencias no fueron significativas con sus comparables ($0.316 < p < 0.677$) (Figura 4.81).

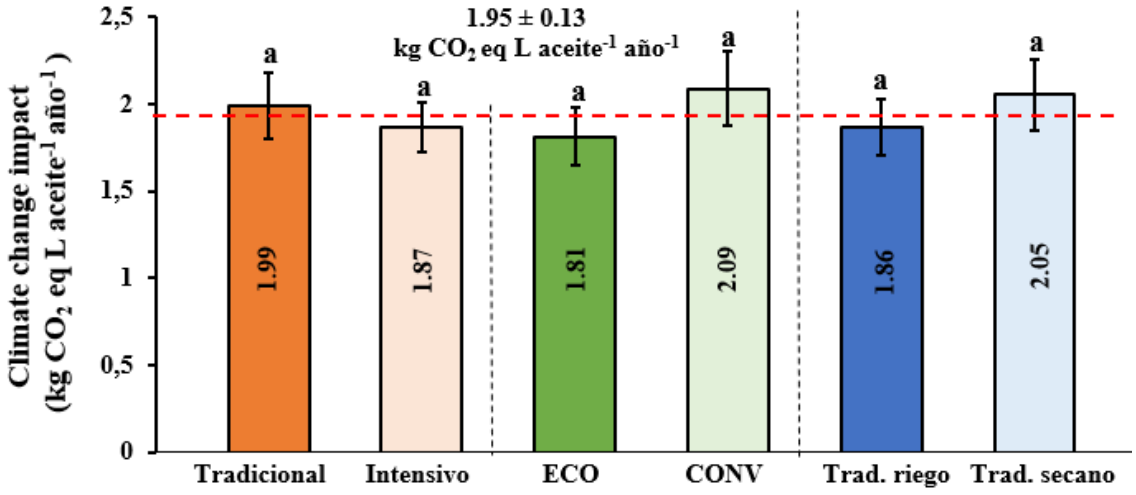
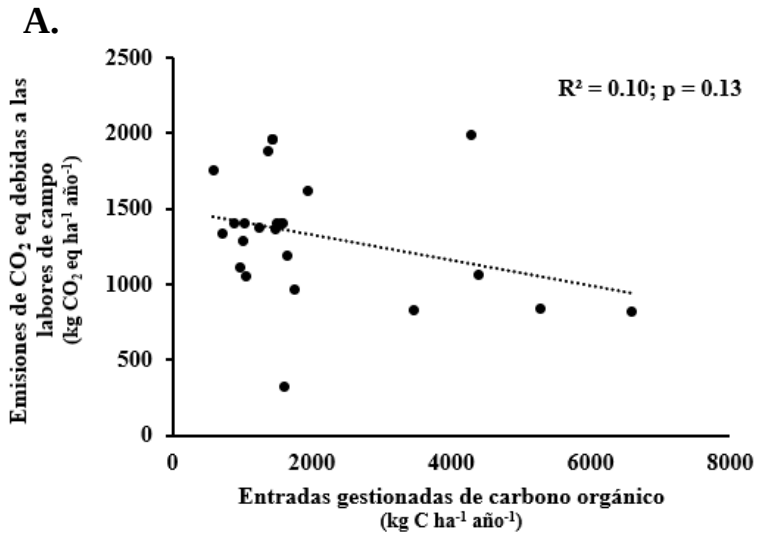


Figura 4.81. Huella de carbono (kg CO_2 L aceite^{-1} año^{-1}) del conjunto de fincas en función del marco de plantación (tradicional/intensivo), manejo (ECO/CONV) y régimen de riego (tradicional con riego/tradicional de secano). La línea roja discontinua indica las emisiones de CO_2 eq promedio en el conjunto de parcelas. El aceite de oliva incluye; virgen extra, virgen y lampante.

No hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) cuando se relacionaban las emisiones de CO_2 eq debidas a las labores de campo (kg CO_2 eq ha^{-1} año^{-1}) con respecto a las entradas gestionadas de carbono orgánico, la producción de aceitunas o los litros de aceite producidos (Figura 4.82 A, B y C).



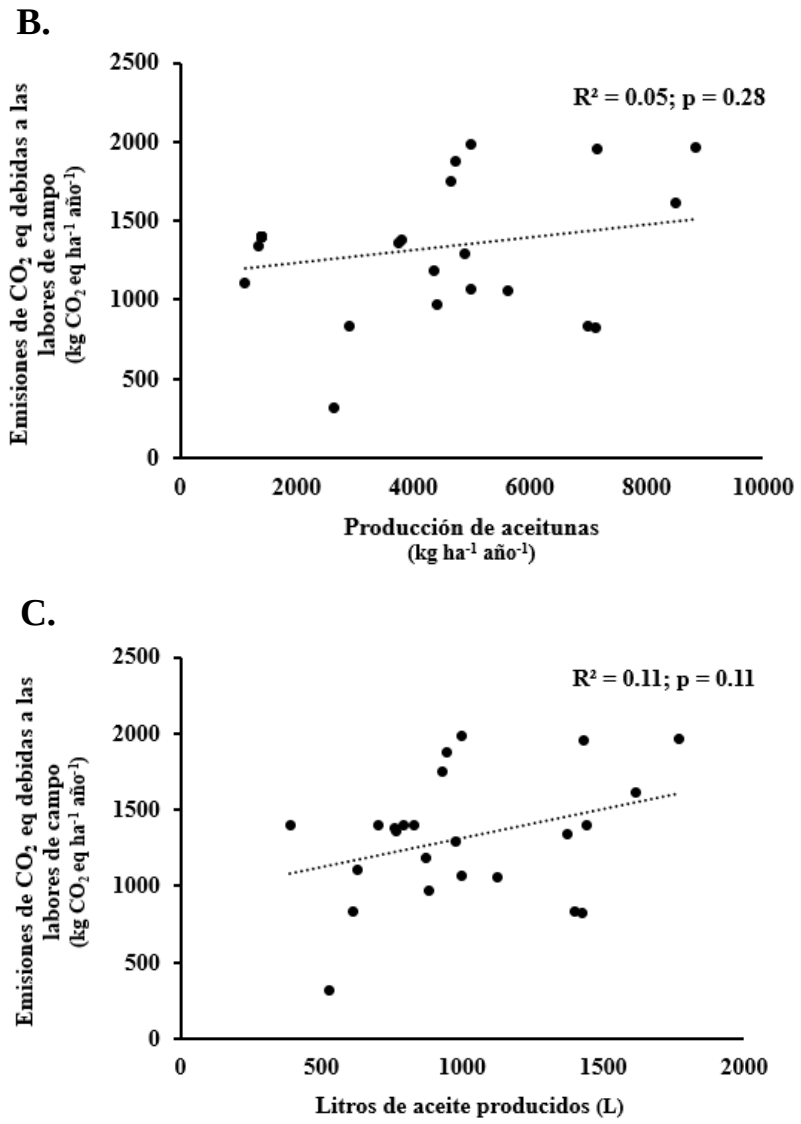


Figura 4.82. Relación lineal de la huella de carbono (kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$) debida a las labores de campo con las entradas gestionadas de carbono orgánico (A), la producción de aceitunas (B) y litros de aceite producidos (C).

4.23.2 Huella de carbono incluyendo el carbono biogénico

Cuando además de considerar las emisiones de CO_2 equivalente correspondientes a las externalidades, es decir aquellas debidas a las labores que se llevan a cabo en el campo, se consideraba la cantidad de CO_2 almacenado anualmente como carbono biogénico, que incluye el incremento en los niveles de carbono orgánico en el suelo, se observó una gran variabilidad entre parcelas independientemente de la unidad funcional; hectárea, kg de aceitunas y L de aceite. De hecho, el secuestro de CO_2 en forma de carbono orgánico para el conjunto de parcelas analizadas fue superior a las emisiones de CO_2 ocasionadas por las labores de campo. Sin embargo, en las fincas JT-CONV, CC-CONV, IS-CONV y MR-CONV, acumularon anualmente menos CO_2 en forma de carbono orgánico que el CO_2 que se emitió con las labores de campo (Figura 4.83 A y B) y durante la extracción del aceite de oliva (Figura 4.83 C).

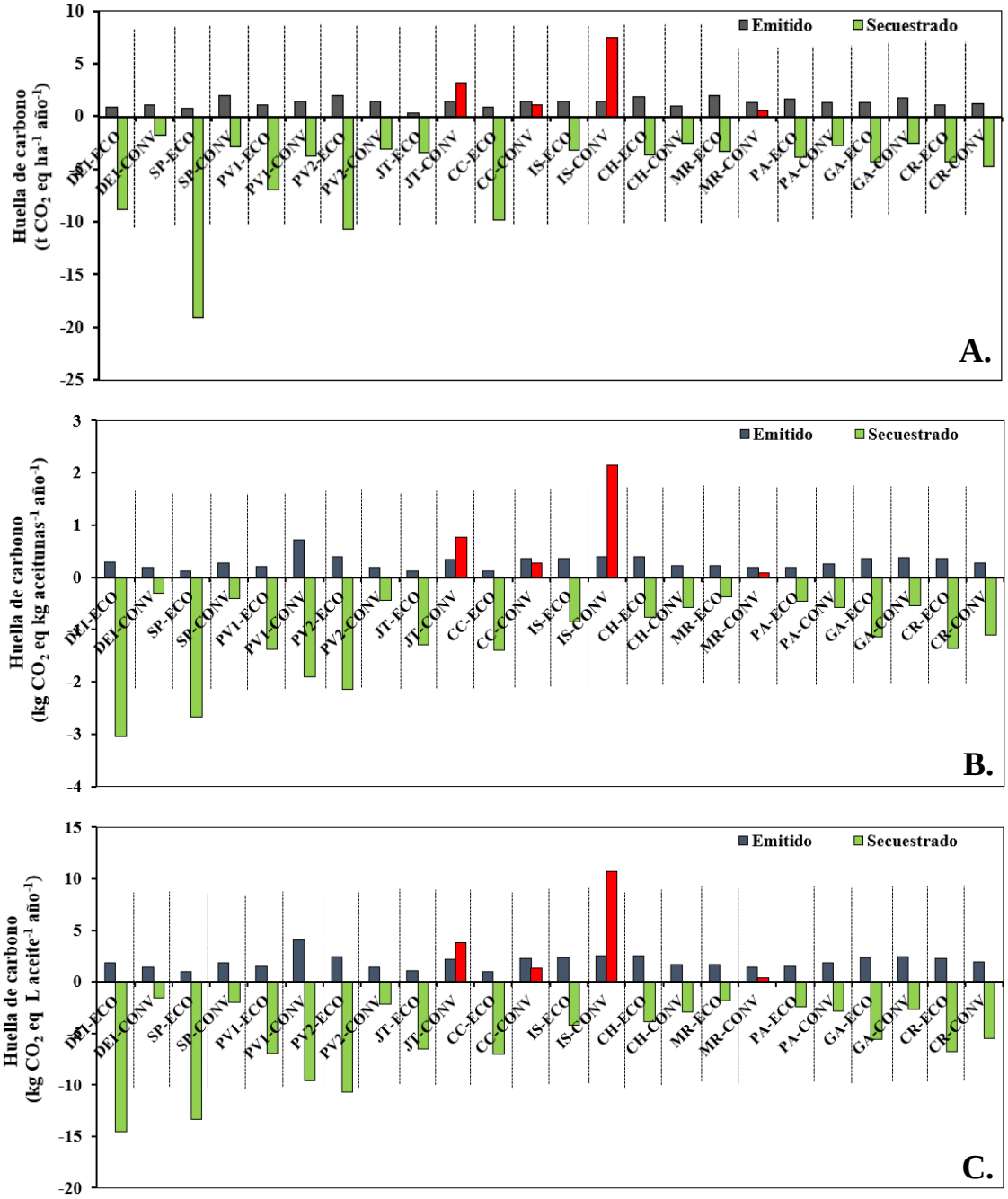
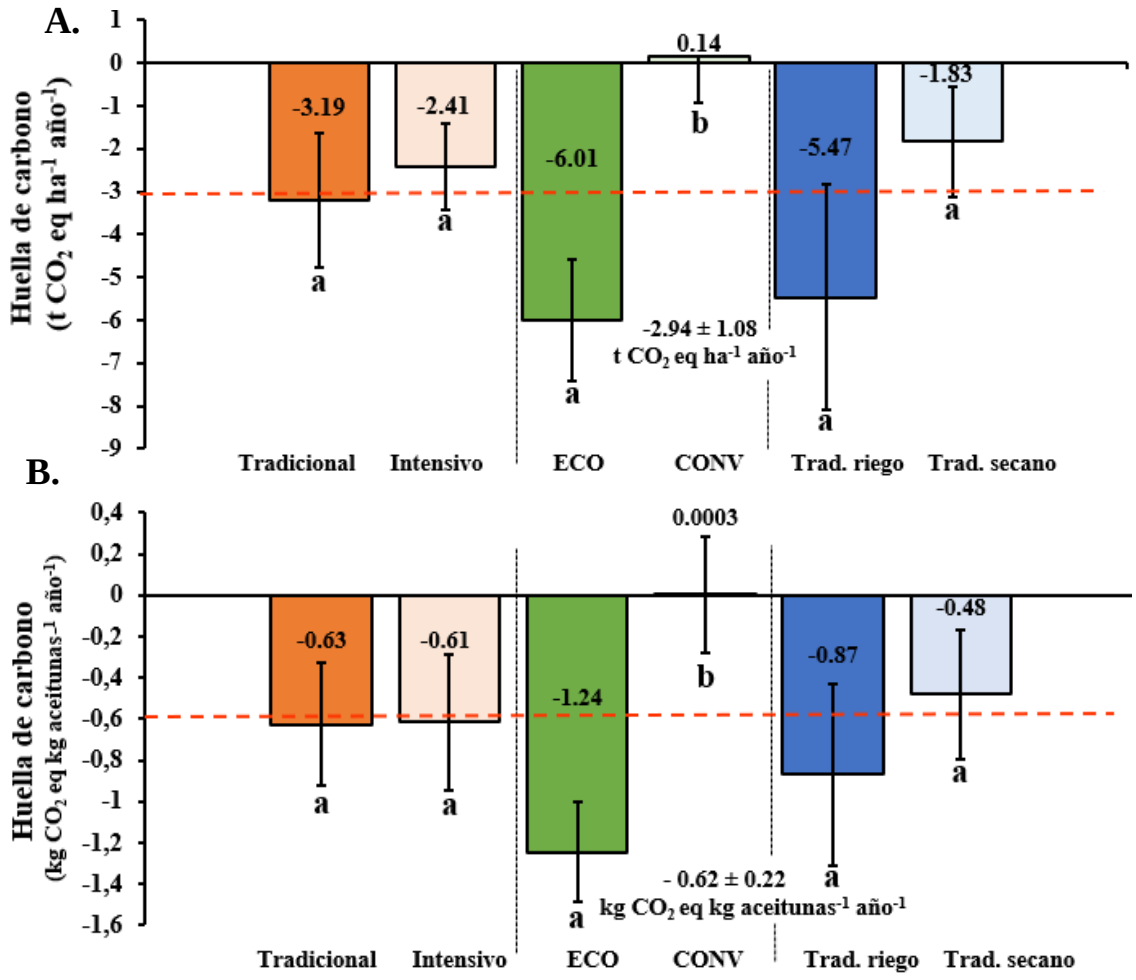


Figura 4.83. Huella de carbono anual en los 12 pares de olivares ECO y sus comparables CONV, usando como unidad funcional la hectárea (t CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$) (A), los kg de aceitunas producidos (kg CO_2 eq kg $aceitunas^{-1}$ $año^{-1}$) (B), y los litros (L) de aceite extraídos (kg CO_2 eq L $aceite^{-1}$ $año^{-1}$) (C). Las barras en rojo indica a aquellas fincas donde la huella de carbono es positiva (emisión neta de CO_2 hacia la atmósfera).

La huella de carbono considerando todo el CO_2 que se acumula en la finca (en el suelo y en las estructuras permanentes del árbol) en forma de carbono orgánico menos lo que se emite fruto de las operaciones de campo, resultó ser negativa para la mayoría de fincas analizadas, independientemente de la unidad funcional considerada (hectárea, kg de aceitunas y L de aceite). Sin lugar a dudas, esto sugiere que el olivar actúa netamente como sumidero de CO_2 eq, es decir que se han eliminado más gases de efecto invernadero de la atmósfera de los que se han emitido a lo largo del ciclo de vida considerado. Sin embargo, en las fincas JT-CONV, CC-CONV, IS-CONV y MR-CONV se emite

netamente más CO_2 a la atmósfera de lo que toman de la atmósfera, resultando en una huella positiva. La huella de carbono expresada; por hectárea, kg de aceitunas y L de aceite promedió para el conjunto de las fincas, en -2.94 t CO_2 eq, -0.62 kg CO_2 eq y -2.57 kg CO_2 eq, respectivamente. La huella de carbono para el conjunto de parcelas con marco de plantación tradicional tendió a ser superior a la obtenida bajo un marco de plantación intensivo, independientemente de la unidad funcional considerada y sin que existiese diferencias significativas ($p = 0.679$, $p = 0.981$ y $p = 0.949$, respectivamente) (Figura 4.84 A, B y C). Las fincas con un marco de plantación tradicional y con riego, y considerando como unidad funcional la hectárea, tendió a mostrar una mayor huella de carbono respecto a las fincas con manejo intensivo, pero sin existir diferencias significativas ($p = 0.646$). Si se consideraba como unidad funcional los kg de aceitunas o los L de aceite, la huella de carbono resultante fue similar y también sin diferencias significativas ($p = 0.874$ y $p = 0.898$, respectivamente). Cuando se comparaba el manejo de las parcelas, aquellas en las que se llevaban a cabo prácticas de manejo más sostenibles (ECO), la huella de carbono fue más negativa que en aquellas con manejo CONV, existiendo diferencias significativas cuando se consideraba como unidad funcional la hectárea, los kg de aceitunas y los L de aceite ($p = 0.026$, $p = 0.003$ y $p = 0.003$, respectivamente). Además, el promedio de la huella de carbono en las fincas CONV fue positivo, independientemente de la unidad funcional consideraba (Figura 4.84 A, B y C).



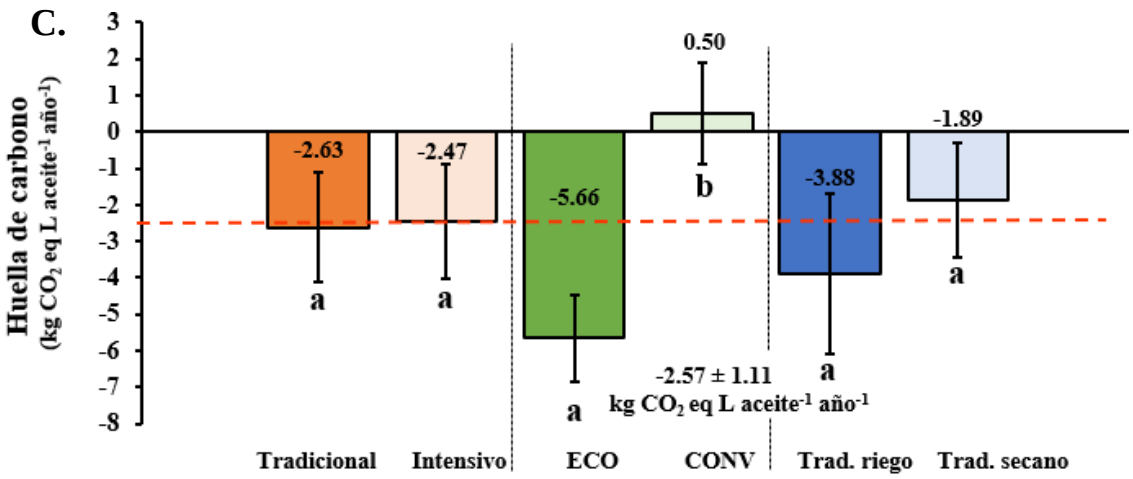


Figura 4.84. Huella de carbono anual en función del marco de plantación (tradicional/intensivo), manejo (ECO/CONV) y régimen de riego (tradicional con riego/tradicional de secano), usando como unidad funcional la hectárea (t CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$) (A), los kg de aceitunas (kg CO_2 eq kg $aceitunas^{-1}$ $año^{-1}$) (B), y el los litros (L) de aceite extraídos (kg CO_2 eq L $aceite^{-1}$ $año^{-1}$) (C). La línea roja discontinua indica las emisiones de CO_2 eq promedio en el conjunto de fincas. Distintas letras denotan diferencias significativas.

Hubo diferencias significativas cuando se relacionaba la huella de carbono (kg CO_2) asumiendo como unidad funcional la hectárea y los litros de aceite producidos, con respecto a las entradas gestionadas de carbono orgánico (Figura 4.85 A y B), siendo el valor de p = 0.000 y 0.007, respectivamente.

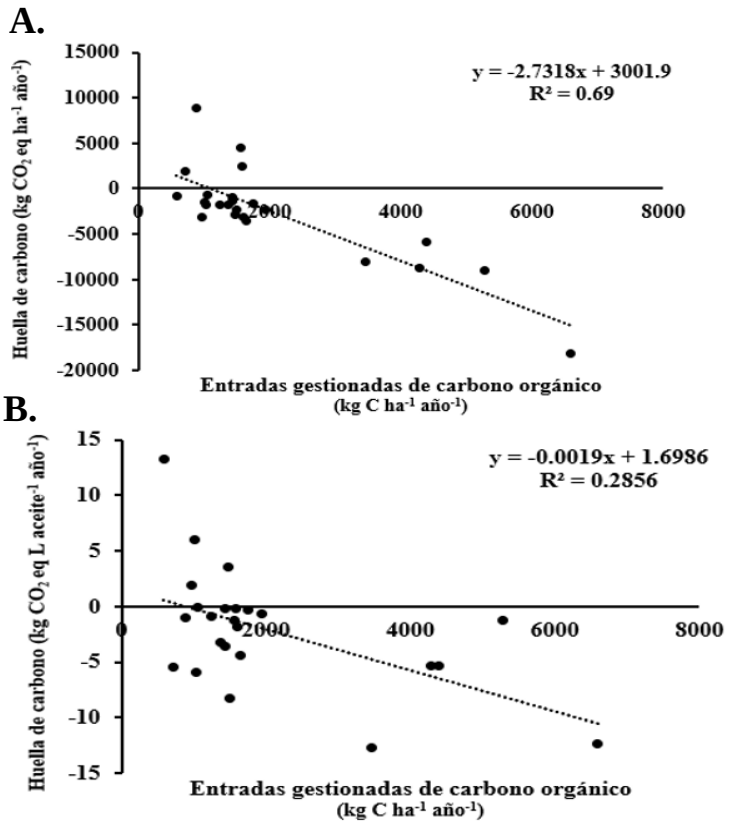


Figura 4.85. Relación lineal entre la huella de carbono (kg CO_2 eq) por hectárea (A) y por litros de aceite producidos (B) con respecto a las entradas gestionadas de carbono orgánico (kg C ha^{-1} $año^{-1}$).

La huella de carbono en las fincas ECO situadas en Andalucía Oriental fue más negativa que aquellas ECO de Andalucía occidental, independientemente de si la unidad funcional era la hectárea o el litro de aceite. Tanto en Andalucía Oriental como Occidental, las fincas bajo el manejo CONV presentaron una huella positiva. En todos los casos, las diferencias entre manejo ECO y CONV (Figura 4.86 A y B) fueron significativas ($p < 0.01$).

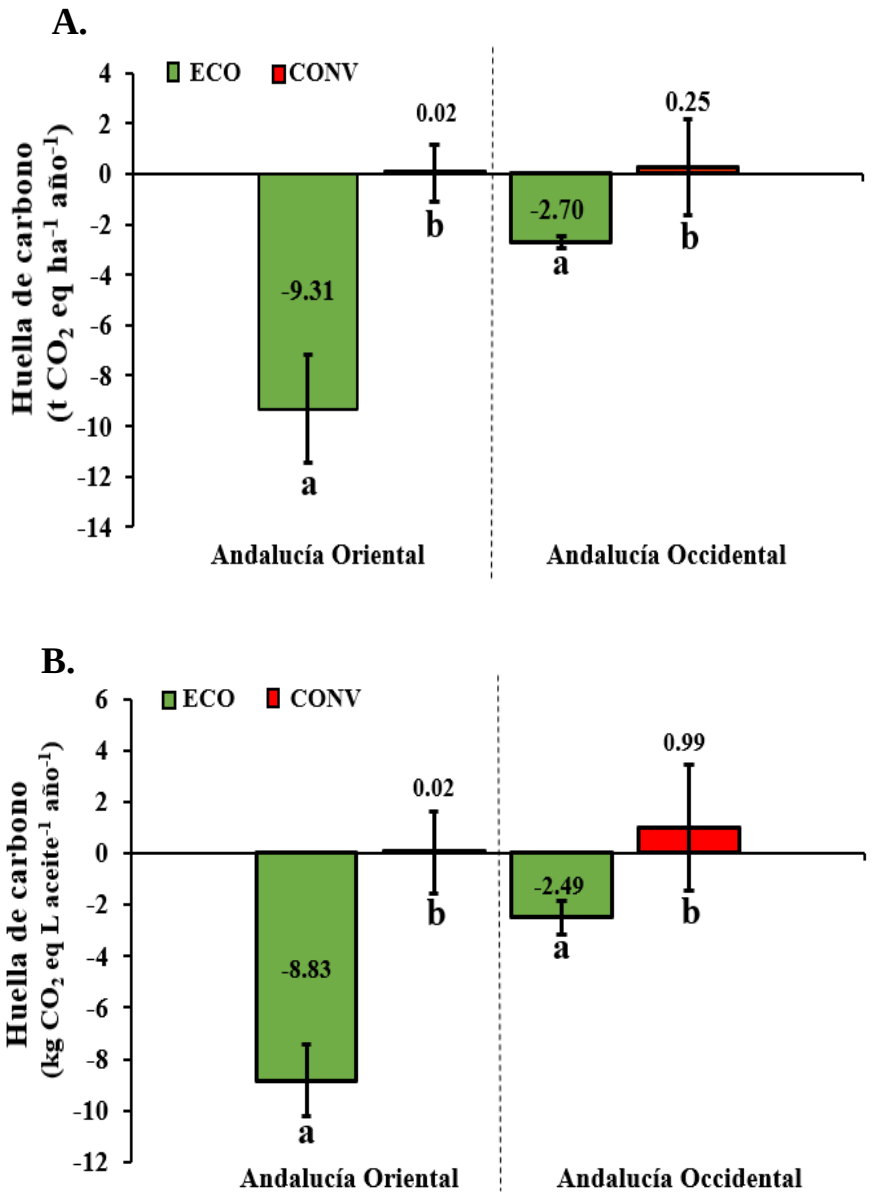


Figura 4.86. Huella de carbono del conjunto de fincas en función del manejo (ECO/CONV) y ubicación de las fincas (Andalucía Oriental; variedad picual/Andalucía Occidental; variedad hojiblanca), utilizando como unidad funcional la hectárea (t CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$) (A) y el L de aceite (kg CO_2 eq L $aceite^{-1}$ $año^{-1}$) (B). Distintas letras denotan diferencias significativas.

DISCUSIÓN

5 DISCUSIÓN

5.1 Entradas de carbono orgánico en el olivar

La cubierta vegetal; elemento clave para incrementar la cantidad de CO_2 tomado de la atmósfera

La producción primaria neta anual (PPNA) de la cubierta vegetal en las 12 fincas con cubierta vegetal promedió 3607.98 kg DW ha^{-1} $año^{-1}$. Una parte importante de esta biomasa se debió a las raíces.

Los estudios que versan sobre la medición de la biomasa cosechada de cubierta vegetal espontánea o sembrada en el olivar o en otros cultivos leñosos, suelen considerar exclusivamente la biomasa aérea. De hecho, no se ha encontrado ningún estudio que evalúe o estime la relación biomasa subterránea:biomasa aérea de la cubierta vegetal en el olivar, a pesar de que puede contribuir de forma significativa a la producción de biomasa, y por tanto, a la absorción de CO_2 y retención de nutrientes, tal y como ocurre en los pastizales (Poeplau, 2016). En esta tesis, la PPNA asociada al sistema radicular fue de 2518 DW ha^{-1} $año^{-1}$ que es una cantidad nada desdeñable. En general, buena parte de los estudios centrados en evaluar la contribución del sistema radicular en la provisión de servicios ecosistémicos se enfocan en las praderas, donde la variabilidad en las relaciones biomasa subterránea:biomasa aérea es muy elevada; desde 0.81 correspondiente a una mezcla de cuatro especies: *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Phleum pratense* y *Poa pratensis* (Christensen et al., 2009) hasta 3.7 para un conjunto amplio de praderas templadas (Jackson et al., 1996). La relación biomasa subterránea:biomasa aérea que se ha empleado en este estudio (2.32), resulta del promedio de distintas razones de la revisión bibliográfica de Poeplau, (2016), y se encuentra en consonancia con el promedio de la razón (2.4) que obtuvieron en praderas templadas desbrozadas, manejadas y fertilizadas. En cualquier caso, considerar o no la biomasa radicular puede influir de forma notable en los cálculos de flujos de CO_2 desde la atmósfera hacia la cubierta vegetal, y de ahí al suelo, donde una parte del cual se volverá a emitir en forma de CO_2 durante la descomposición. Por lo tanto, se precisan de más estudios que establezcan: i) el grado de variabilidad entre la biomasa aérea y radicular de distintas comunidades de cubierta vegetal, y ii) el papel que puede jugar el carbono biogénico asociado al sistema radicular en los modelos de cálculo del balance, secuestro y huella de carbono en el olivar.

La producción primaria neta anual de la parte aérea correspondiente a las fincas donde estaba implantada la cubierta vegetal espontánea, promedió en 1089.91 DW ha^{-1} $año^{-1}$ con un rango que oscilaba desde 39.5 a 2776.4 kg DW ha^{-1} $año^{-1}$. Esta variabilidad tan amplia entre olivares era de esperar, teniendo en cuenta que la PPNA depende de una serie de factores como pueden ser las condiciones edafoclimáticas y paisajísticas (Taguas et al., 2017), las especies dominantes de la cubierta vegetal (Cruz-Ramírez et al., 2012), el manejo del suelo (Gómez, 2017) o el nivel de presión de la herbivoría (Guerrero-Casado et al., 2015). Por ejemplo, la variabilidad de las propias fincas, y la alta variación interanual de las precipitaciones, son fuentes que afectan a la PPNA. Por ello, al comparar dos estudios diferentes de una duración de tres años, la variabilidad interanual de la producción primaria neta anual por hectárea fue aproximadamente de 3 (Repullo-

Ruibérriz de Torres et al., 2012) y 20 veces (Castro et al., 2008), y principalmente impulsada por la alta variabilidad interanual de las precipitaciones que caracteriza a las regiones mediterráneas.

Teniendo en cuenta el gran número de condicionantes que determinan la PPNA de la cubierta vegetal, no es de extrañar distintos rangos de valores en otros estudios. El rango de valores de PPNA aérea de la cubierta vegetal espontánea de este estudio, se encuentra entre 0.65 y 2.53 t DW ha^{-1} $año^{-1}$ de Vicente-Vicente et al. (2017), obtenido en diez olivares con cubierta vegetal espontánea. No obstante, los valores de las 12 fincas de esta tesis fueron inferiores a otros estudios. Por ejemplo, fueron inferiores a los 2.6- 4.1 t DW ha^{-1} $año^{-1}$ que Castro et al. (2008) midieron en un olivar con distintas técnicas de control de la vegetación espontánea. Repullo-Ruibérriz de Torres et al. (2012), encontraron valores entre las 2.1 y 6.7 t DW ha^{-1} $año^{-1}$ en un olivar de Córdoba y en un período de estudio de tres años, y Márquez-García et al. (2013) valores entre 3.5 – 4.5 t DW ha^{-1} $año^{-1}$ a lo largo de tres años de muestreo, y Rodríguez-Lizana et al. (2018) entre los 0.18 – 9.56 t DW ha^{-1} $año^{-1}$.

El modelo de implantación de la cubierta vegetal tiene un efecto muy importante en la capacidad de producir biomasa de cubierta vegetal en una hectárea, y por ende en la captura de CO_2 desde la atmósfera, y en el potencial de esta para incrementar los niveles de materia y carbono orgánico en el suelo. La cantidad promedio de biomasa aérea cosechada anualmente en fincas de olivar en las que la cubierta vegetal se distribuía en bandas (423.72 kg DW ha^{-1} $año^{-1}$) fue 4 veces inferior que el promedio en las fincas donde la cubierta vegetal cubría el 100 % de la superficie (1756.09 kg DW ha^{-1} $año^{-1}$). La notable diferencia en los valores de biomasa aérea cosechada entre los dos modelos de implantación de la cubierta vegetal está en consonancia con los resultados obtenidos por Torrús-Castillo et al. (2022). En este estudio, la PPNA de la cubierta vegetal espontánea cubriendo el 100 % de la superficie (1707.4 kg DW ha^{-1} $año^{-1}$ en promedio) fue 2.2 veces superior a la medida en las fincas donde la cubierta vegetal se disponía en bandas (769.5 kg DW ha^{-1} $año^{-1}$).

El contenido de carbono orgánico de la biomasa aérea de la cubierta vegetal espontánea para el conjunto de parcelas fue de 39.48 %. La variabilidad fue relativamente reducida, con un coeficiente de variación de 12 %. No hubo diferencias significativas cuando se comparaba el contenido de carbono orgánico en la biomasa aérea según la ubicación de las fincas o la disposición. Por lo tanto, este contenido de carbono orgánico en la biomasa aérea de la cubierta vegetal espontánea fue independiente a la densidad de plantación, modelo de implantación de la cubierta vegetal y a las condiciones pedoclimáticas. Los valores obtenidos fueron similares a los de otros estudios (Gómez-Muñoz et al., 2014; Torrús-Castillo et al., 2022). Teniendo en cuenta el reducido rango de variación en el contenido de carbono orgánico en la biomasa aérea de la cubierta vegetal, permitiría que este valor promedio pueda ser empleado en cualquier modelo que se quiera desarrollar.

La cantidad de carbono orgánico cosechada para el conjunto de las fincas promedió 1506.2 kg C ha^{-1} $año^{-1}$. Al igual que ocurrió con la biomasa, los valores fueron 4.2 veces superiores cuando la cubierta vegetal se distribuía en toda la finca con respecto a si lo hacía en bandas en la entrecalle. De esta cantidad, el 31 % correspondió a biomasa área y el resto a la biomasa radicular, lo que indica el papel que desempeña el sistema radicular, un flujo de biomasa y carbono que es ignorado en la mayoría de los estudios, y en los cálculos de balance y huella de carbono. Más aún, Kätterer et al. (2011) demostraron que el carbono orgánico derivado de las raíces podría contribuir más a las reservas de carbono

del suelo, que la misma cantidad de carbono orgánico derivado de la parte aérea. El valor promedio de carbono orgánico en la cubierta vegetal aérea de este estudio fue similar a los 419.4 kg C ha^{-1} $año^{-1}$ que, en promedio, encontró Torrús-Castillo et al. (2022) en 46 fincas, o a los valores de Hutchinson et al. (2007) y Freibauer et al. (2004), que se centraron en el potencial de secuestro de carbono bajo escenarios de aplicación de residuos de cubierta, y cuyos valores rondaban entre los 200 y 700 kg C ha^{-1} $año^{-1}$.

Si las 1.68 millones de hectáreas de olivar andaluz (MAPA, 2021) estuviesen cubiertas por cubierta vegetal espontánea, y se asume la cantidad de carbono orgánico cosechada para el conjunto de las fincas (1506.2 kg C ha^{-1} $año^{-1}$), la cubierta vegetal espontánea contribuiría a capturar 2.53 millones de toneladas de C o 9.28 millones de toneladas de CO_2. La implementación de la cubierta vegetal espontánea en los olivares destaca por su enorme contribución en la reducción de la erosión del suelo, favorece la retención de agua y reduce la compactación del suelo, puesto que mantienen los suelos aireados, favoreciendo la penetración de agua y nutrientes. Además, cuando la cubierta se desbroza y esta se descompone, liberan nutrientes esenciales. A su vez, la cubierta vegetal proporciona un hábitat para diversos organismos del suelo, como lombrices, bacterias y hongos, lo que ayuda a mantener un ecosistema saludable en el suelo. No obstante, hay que hacer especial hincapié en aquellas fincas donde la cubierta vegetal se encuentra dispuesta en bandas, ya que, aunque estas cumplan con el requisito mínimo establecido en la BCAM 6 de la condicionalidad extendida de la PAC para adquirir el subsidio económico, las franjas angostas podrían limitar significativamente el potencial que presentan las cubiertas vegetales en la potenciación de los servicios ecosistémicos.

<u>El triturado de la poda; vía de transferencia de CO_2 desde la atmósfera hacia el suelo</u>

La tasa anual de producción de poda en el conjunto de parcelas del estudio promedió 1996.15 kg DW ha^{-1} $año^{-1}$, de los cuales la poda ligera, que es la que generalmente se quema en el campo o se tritura y deposita sobre el suelo, supuso el 73 %. Por otro lado, las tasas anuales de producción de poda fueron muy similares en las fincas ECO y CONV. Esto resulta lógico, ya que las prácticas de manejo que inciden en maximizar la entrada de carbono, no tienen por qué influir necesariamente en la tasa anual de producción de poda. Generalmente, la cantidad de restos de poda está más condicionada por otro tipo de factores como la edad, el número de árboles y el número de pies por árbol. Los valores obtenidos en esta tesis se encuentran dentro del rango de valores proporcionados por otros estudios. Por ejemplo, Valero-Valenzuela et al. (2013) encontraron un rango de valores entre 1.35 - 3.1 t ha^{-1} $año^{-1}$ para un conjunto amplio de olivares de los principales municipios de Jaén, que incluían una gran variedad de aspectos agronómicos (variedad, secano/regadío, marco de plantación/edad, entre otros). Spinelli y Picchi (2010) obtuvieron un valor promedio de 1.62 t ha^{-1} $año^{-1}$ en un conjunto de fincas de olivar con distintos marcos de plantación. Los resultados obtenidos en el estudio de Vera et al. (2014) son inferiores a los de esta tesis, sus valores oscilaron entre 2.5 - 3.0 t ha^{-1} $año^{-1}$, aunque no se especificaba las características de las fincas ni los manejos agronómicos. Los valores obtenidos en esta tesis también son inferiores a los de Velázquez-Martí et al. (2011), los cuales obtuvieron un promedio de 1.31 t ha^{-1} en podas anuales y 3.02 t ha^{-1} en podas bienales para 1500 olivos de distintas variedades de España.

El tipo de poda que se lleva a cabo dependerá de varios aspectos. En general, la densidad de plantación en las fincas con los olivares de mayor edad, suele corresponder

a marcos de plantación típicos de olivares tradicionales. En estos olivares, que se plantaron cuando el grado de mecanización de la cosecha era reducida, el número de pies de los olivos suele estar entre 2 y 4. Por el contrario, los olivares con árboles más jóvenes, suelen ser de un solo pie con marcos de plantación más reducidos. Por lo tanto, el número de pies de los olivos, así como la edad de los mismos, influye en la frecuencia y tipo de poda. De esta forma, la poda de producción se suele realizar en olivos jóvenes, con el fin de ir incrementando en altura el olivo, mientras que la poda de renovación se aplica a los olivos viejos para ir renovando ramas y conseguir una relación óptima entre hoja y madera. Este hecho puede explicar las diferencias significativas en la tasa anual de producción de poda generada en peso seco cuando se consideraba la densidad de plantación y la edad de los olivos. La poda en fincas con olivos de mayor edad en Andalucía Oriental (2990 kg ha^{-1} $año^{-1}$) fue superior que en aquellas fincas cuyos olivos eran más jóvenes (1674.70 kg ha^{-1} $año^{-1}$), ya que la biomasa podada se incrementaba con la edad y el número de pies, y por tanto, se llevaba a cabo la poda de renovación. En cambio, la poda generada en las fincas de Andalucía Occidental fue superior en aquellas parcelas con olivares jóvenes (1591.57 kg ha^{-1} $año^{-1}$) respecto a aquellas donde los olivares eran viejos (898.18 kg ha^{-1} $año^{-1}$), dada la menor densidad de estos últimos. Sin embargo, no hubo diferencias significativas, probablemente porque en las parcelas de Andalucía Occidental predominaban los olivos de un solo pie, y se llevaba a cabo la poda de producción, siendo la poda despreciable en muchas parcelas analizadas. Estos resultados están en consonancia con los obtenidos por Velázquez-Martí et al. (2011), a partir de los cuales concluyeron que en podas bienales los marcos de plantación mayores a los 103 m^2 producían estadísticamente más biomasa residual por árbol y hectárea que los menores de 66 m^2. Además, una separación más amplia entre olivos proporciona diámetros de copa más grandes y, por lo tanto, una mayor biomasa residual por árbol. Por otro lado, comprobaron que la poda de renovación genera la mayor cantidad de biomasa, y que esto ocurría principalmente porque en este tipo de poda se elimina todas las ramas viejas en la parte superior del árbol, y, además, las ramas que se podan suelen ser más gruesas y pesadas que en otro tipo de podas como ocurre en la de producción. No obstante, en relación a la edad, ellos obtuvieron que en podas bienales, la biomasa obtenida por hectárea no difería según la edad. Esto significa que la producción de biomasa residual es similar para todos los árboles si tienen suficiente tiempo para desarrollarse. En la poda anual, sí observaron que cuando los olivares tenían más de 40 años, se producía una mayor cantidad de biomasa residual por hectárea en comparación a aquellos olivos más jóvenes.

La cantidad de carbono orgánico para el conjunto de fincas analizadas fue 850.17 kg C ha^{-1} $año^{-1}$, de los cuales 633.79 kg C ha^{-1} $año^{-1}$ correspondía a la poda ligera y 216.38 kg C ha^{-1} $año^{-1}$ a la leña. Este valor se encuentra dentro del rango dado por Valero-Valenzuela et al. (2013), cuyos valores oscilaban entre los 0.5 y 1.3 t C ha^{-1} $año^{-1}$ en los principales municipios olivareros de la provincia de Jaén. En 21 de las 24 fincas estudiadas, los restos de poda se trituran, lo que indica una adecuada implementación de las restricciones y limitaciones normativas del quemado de los restos de poda en el campo. Los resultados de esta tesis en relación a la cantidad de carbono que se aporta en el suelo con los restos de poda, indican la importancia de incorporar estos restos de poda en el suelo, y no quemarlos o sacarlos de la finca. De hecho, esta práctica está en consonancia con la BCAM 3 de la condicionalidad extendida (el RD 1049/2022) y con la Práctica 7 (P7) de los eco-regímenes para la promoción del *carbon farming* (MAPA, 2022c).

Al incorporar los restos de poda en el suelo, y descontando aquel carbono que se emitirá en forma de CO_2 durante su descomposición, los niveles de carbono orgánico del suelo se incrementarán, como ya se ha demostrado en algunos estudios (por ejemplo,

Mairech et al., 2020; Nieto et al., 2010; Repullo et al., 2012). Esta cantidad dependerá de la cantidad aplicada, además de otros factores. Taguas et al. (2021), en un experimento llevado a cabo en un olivar superintensivo de Córdoba, y con tres tasas anuales de aplicación de restos de poda (7.5, 15 y 30 t/ha), concluyeron que el secuestro de carbono orgánico en el suelo fue significativo con cantidades superiores a las 15 t C ha^{-1} $año^{-1}$.

El carbono que se almacena en las estructuras permanentes del árbol; almacén permanente que no tiene otros cultivos productores de aceite

Para el conjunto de parcelas, la biomasa total (aérea y radicular) de las estructuras permanentes del olivo osciló desde los 89.94 hasta los 1509.57 kg/árbol, promediando en 460.98 kg/árbol. La tasa anual de acumulación de carbono orgánico promedio fue de 4.29 kg C $árbol^{-1}$ $año^{-1}$. Proietti et al. (2014) obtuvieron valores de kg C $árbol^{-1}$ $año^{-1}$ de 7.89, superiores a los obtenidos en esta tesis, lo que puede deberse a que estos autores consideraron solamente árboles jóvenes de 11 años de edad, cuando las tasas de acumulación de carbono anuales son mayores. En términos de hectárea, la biomasa total promedió 50.71 t/ha (máximo y mínimo; 124.71 y 18.80 t/ha, respectivamente). La biomasa aérea contribuyó en un 71 % (36.19 t/ha), la biomasa radicular; 17 % (8.62 t/ha), y las hojas y ramitas inferiores a 2 cm en un 12 % (5.89 t/ha). Estos mismos valores se obtuvieron en la tasa de acumulación de carbono, los cuales contrastan con los resultados obtenidos por Sofo et al. (2005) en un período de 5 años, donde la fijación de carbono en la biomasa aérea fue de 72.9 %, mientras que el porcentaje restante que es fijado correspondía a la biomasa radicular. En el estudio de Villalobos et al. (2006) la biomasa acumulada por encima del suelo se distribuyó principalmente en tallos, ramas y tronco (70 %), mientras que las hojas representaban un 30 %. Este último valor fue superior al 12 % que se consideró en este estudio, ya que se tratan de variedades distintas y con régimen de riego.

La tasa anual de acumulación de carbono osciló entre los 0.21 – 1.24 t C ha^{-1} $año^{-1}$, y promedió 0.54 t C ha^{-1} $año^{-1}$. La variabilidad existente en la tasa anual de acumulación de C (por hectárea) en las estructuras permanentes de los árboles se debía principalmente a la edad del árbol, al número de árboles por hectárea y al tipo de poda llevada a cabo, entre otros. Los valores de tasa de acumulación anual de carbono orgánico de las estructuras permanentes de los olivos se encuentran dentro del rango de valores de 0.25 -1.25 t C ha^{-1} $año^{-1}$ obtenido por López-Bellido (2017) en 24 olivares de Andalucía con distintos marcos de plantación, edad y variedad. Ahora bien, y como era de esperar, las tasas de acumulación de carbono para las especies forestales de silvicultura de entre 300 y 600 árboles por hectárea, como *P sylvestris* L. y *P pinaster* Ait., fueron mucho más altas y oscilaban entre 1.2 y 1.3 t C ha^{-1} $año^{-1}$ (Del Río et al., 2008).

La cantidad promedio de carbono orgánico acumulada en las estructuras permanentes del olivar en el conjunto de parcelas fue de 23.97 t C/ha, en aquellas parcelas con manejo sostenible (ECO) esta cantidad fue de 23.25 t C/ha, mientras que en las parcelas convencionales (CONV) el promedio fue de 24.69 t C/ha, sin que hubiese diferencias significativas. Estos valores fueron superiores a los obtenidos por Proietti et al. (2014), ya que ellos obtuvieron un valor de 14.73 t C/ha en un olivar de 11 años. En su estudio, el carbono acumulado (kg C/árbol) en las estructuras permanentes del olivo fue inferior a los obtenidos en las fincas estudiadas en esta tesis, lo que podría deberse en parte a que se tratan de olivares con distinta variedad, edad y a que la metodología que ellos

emplearon se basó en el arranque del olivo. Era previsible que se obtuviesen resultados distintos, ya que se tratan de dos metodologías diferentes, aunque no significa que una metodología sea mejor que otra. Sin embargo, cada una de ellas tiene sus ventajas e inconvenientes. En el caso de la metodología basada en el arranque del olivo, se podría suponer que es más precisa puesto que es la más extendida en el sector forestal, y permite calcular la biomasa con menor gasto de tiempo y dinero (Proietti et al., 2014). En cambio, la metodología utilizada en esta tesis se basa principalmente en el cálculo del biovolumen a partir de un modelo de cono truncado; las irregularidades del tronco y las ramas del olivo respecto a este modelo geométrico simple podrían afectar en el resultado final. A pesar de ello, hay que tener en cuenta, que no siempre es viable llevar a cabo la metodología del arranque, por lo que hay que llevar a cabo aproximaciones más ajustadas a la realidad, como es el caso de la metodología empleada en esta tesis, que se trata de una opción menos invasiva y menos destructiva, que no requiere la eliminación del árbol para medir su volumen, y al final la variación entre resultados es mínima, sólo un 1.4% inferior en términos de cantidad de carbono respecto a la metodología de arranque del olivo. Es importante señalar también, que muchas de las discrepancias encontradas entre trabajos, se deben a que en esta tesis se analiza una mayor variabilidad de sistemas y, por tanto, es más representativo del olivar, que comparar con un solo olivar muy homogéneo en cuanto a características agronómicas.

En términos de CO_2, el valor promedio en las parcelas más sostenibles fue 85.10 t CO_2/ha, mientras que en las convencionales 90.38 t CO_2/ha sin que hubiese diferencias significativas. Estas cantidades de CO_2, equivalen en el mercado de CO_2 a 7410.52 € y 7869.97 € (87.08 € correspondiente a los meses de enero, febrero y marzo de 2023). Asumiendo un valor promedio de tasa anual de acumulación de carbono de 0.54 t C ha^{-1} $año^{-1}$ (o 1.97 t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ tomados de la atmósfera) para las 2.770.424 hectáreas de olivar de España (MAPA, 2021), anualmente se fijarían en torno a 1.50 Mt C o 5.49 Mt CO_2 anuales. Por lo tanto, las estructuras permanentes del olivar juegan un papel relevante en la mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero, suponiendo 478 millones de euros en el mercado actual de CO_2.

No se puede olvidar tampoco el papel que desempeña el olivar en términos de acumulación de carbono en las estructuras permanentes del árbol, si se compara con otros cultivos como pueden ser los cereales. Estos presentan un mayor potencial de secuestro de carbono (Mathew et al., 2017) debido a que requieren de una mayor energía en la síntesis de productos proteicos (Munier-Jolain y Salon, 2005). Sin embargo, los cultivos herbáceos no presentan un carácter permanente, sino que son recolectados en el mismo año que se cultivan, por lo que el balance de carbono anual en la biomasa será neutro, presentando así una mayor capacidad de almacenamiento de carbono los cultivos leñosos, en este caso el olivar, porque anualmente una parte de carbono fijado permanece estable en las estructuras del árbol. Además, los cultivos anuales están sometidos frecuentemente a labranza por lo que la descomposición del carbono orgánico en el suelo en las capas superiores será mayor. A su vez, la distribución regular de los olivos, permite la implementación de prácticas de manejo, tales como la presencia de cubierta vegetal espontánea o sembrada o la incorporación de restos de poda, orientadas a una mayor acumulación y secuestro de carbono orgánico en el suelo. En cuanto a las raíces, el olivar presenta raíces más grandes en comparación a las que desarrollan los cultivos anuales, por lo que penetrarán y desarrollarán raíces finas más profundas en el suelo que junto a

las interacciones microbianas conlleva a que más carbono orgánico se capture y permanezca en el suelo.

El olivo es el sexto cultivo leñoso más importante del mundo, sólo detrás de la palma de aceite (28.312.612 ha), el caucho (12.339.058 ha), el cacao (12.234.311 ha), los cocos (11.807.156 ha) y el café (11.120.498 ha) (FAOSTAT, 2019[15]). Por su largo ciclo productivo (> 100 años), y exceptuando al caucho y al cocotero (con un ciclo productivo más parecidos al olivo), el olivo con un marco de plantación tradicional probablemente sea el cultivo permanente con más posibilidades de mitigación del cambio climático. A modo de ejemplo, la palma, otro cultivo dedicado a la producción de aceite, presenta un ciclo productivo de aproximadamente 25 años (Chase y Henson, 2010), por lo que su crecimiento es rápido y su ciclo de vida más corto que el del olivar, lo que limita su capacidad para almacenar grandes cantidades de carbono en su estructura permanente. No sólo eso, sino que la producción de aceite de palma ha supuesto el cambio del uso de la tierra que afecta principalmente a zonas tropicales, suponiendo la destrucción de bosques autóctonos al sustituirlos por estos cultivos. Un bosque tropical tiene aproximadamente 400 t/ha de carbono acumulado, mientras que en una plantación madura de palma no llega a las 100 t/ha (Barthel et al., 2018). Por lo tanto, cuando un bosque es sustituido por el cultivo de palma se está produciendo una pérdida de carbono secuestrado en forma de CO_2, y que contribuye a las emisiones de gases de efecto invernadero (Chase y Henson, 2010). En el caso del olivar este efecto de sustitución no es tan marcado, dado que su producción suele afectar a países con climas secos-semiáridos donde los sistemas naturales (ej. encinares), de ser sustituidos por roturación para nuevas plantaciones de olivar, presentan cifras de carbono acumulado más parecidos a las de un olivar maduro (10 t C/ha para un encinar típico, Proietti et al., 2016).

Es pertinente aclarar que, aunque el ciclo de vida del olivar es más longevo, el carbono acumulado en la biomasa de los árboles en plantaciones de olivar superintensivas, que presentan entre 1700 y 2300 olivos por hectárea y con una vida de la plantación inferior a los 40 años, se emitirá en forma de CO_2 hacia la atmósfera cuando los árboles se arranquen y se quemen. Rodríguez-Cohart et al. (2020) estimaron que el porcentaje de olivares superintensivos en la provincia de Jaén pasaría del 0.60 % (3557 ha de un total de olivares de 592,867 ha) en 2020 a 18.79 % en los próximos años, multiplicándose por 20 la superficie. Esta reconversión supondría arrancar y quemar 111.400 ha de olivares tradicionales, que asumiendo las 87.7 t CO_2 ha^{-1} que se toman de la atmósfera a partir de las estructuras permanentes del olivo, supondría emitir 9.769.780 t de CO_2 en la provincia de Jaén. La quema de estos olivos tendrá una mayor repercusión a nivel de municipio que a gran escala (provincia), en términos de emisiones de CO_2. A nivel regional, la quema de los olivos puede tener un impacto significativo en la calidad del aire y en la salud pública, así como en la biodiversidad y en el equilibrio ecológico. A gran escala, en cambio, esta repercusión será mucho menor debido a la mayor dispersión de las emisiones y a la capacidad de los ecosistemas globales para absorber y mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero. De todas formas, las nuevas plantaciones arbóreas pueden ayudar a compensar estas emisiones a través de la captura

[15] http://www.fao.org/faostat/en/#data/QCL

de CO_2 durante su crecimiento. Es importante destacar, que esta compensación solo se producirá si se plantan suficientes árboles y si la gestión forestal es sostenible.

No hubo diferencias significativas en la biomasa aérea ni en la radicular, así como en la tasa anual de acumulación de carbono por hectárea, cuando se compararon distintos marcos de plantación (tradicional, intensivo, semi-intensivo y superintensivo), tipo de manejo (ECO – CONV) o régimen de irrigación (riego – secano). López-Bellido (2017), encontró que el número de olivos en una hectárea tuvo un efecto significativo en la tasa anual de acumulación de carbono, siendo esta superior en el marco de plantación superintensivo respecto al intensivo. No obstante, este autor consideró marcos de plantación superintensivos mucho más densos que los de esta tesis, ya que algunas parcelas presentaban hasta 1975 olivos por hectárea, en comparación a los 357 olivos por hectárea de la parcela con mayor densidad de árboles muestreada en el presente trabajo. Probablemente, la diferencia significativa en la tasa de acumulación de carbono en las estructuras permanentes del olivo obtenida, sea consecuencia de esta diferencia en la densidad. De hecho, en el modelo predictivo de la tasa anual de acumulación de carbono en el olivar en función del número de árboles por hectárea de López-Bellido (2017), en el caso de que hubiesen trabajado en un rango de unos 360 olivos por hectárea como ocurre en esta tesis, probablemente tampoco hubiesen encontrado diferencias significativas.

La tasa anual de acumulación de carbono en el estudio de López-Bellido (2017) también estaba condicionada por la variedad, ya que en las plantaciones intensivas de la variedad picual, la tasa anual de acumulación de carbono fue superior a la que se obtenía para la variedad arbequina, 5.4 y 3.1 t C/ha, respectivamente. En las plantaciones superintensivas, la tasa anual de almacenamiento de carbono resultó ser más del doble que la que se obtuvo con un marco de plantación intensivo para la variedad arbequina (6.7 t/ha frente 3.1 t/ha). Los datos obtenidos en esta tesis indican que la tasa anual de acumulación de biomasa y de carbono, no fueron significativamente distintos en los marcos de plantación considerados, aunque en los intensivos los valores tendieron a ser superiores que los tradicionales. En términos generales, por tanto, el marco de plantación del olivar no implica necesariamente, una mayor o menor capacidad de secuestro de carbono en el dosel arbóreo.

Por otro lado, hubo una tendencia de valores menores de tasa anual de acumulación de carbono en las fincas con manejos considerados como sostenibles. Sin embargo, las diferencias no fueron significativas, lo que sugiere que manejos que suponen un aumento de las entradas de carbono orgánico en la finca no conlleva cambios significativos en la tasa anual de acumulación de carbono en las estructuras permanentes del árbol.

Tampoco se obtuvieron diferencias significativas entre fincas con irrigación o en secano, probablemente debido al número relativamente pequeño de fincas con riego estudiadas, y a la relativamente variabilidad intra-finca. Sin embargo, hubo una tendencia clara de mayor tasa anual de acumulación de carbono en el conjunto de parcelas con riego respecto a aquellas de secano.

La edad de la plantación ni el número de pies del olivo influyeron en la tasa anual de acumulación de carbono en las estructuras permanentes del árbol. Probablemente, esto fue debido a que en las fincas con árboles de un solo pie, que generalmente fueron intensivas, estos eran más jóvenes y al mayor número de olivos por hectárea. Como era

esperable, la cantidad de carbono en las fincas con olivos más viejos fue mayor que en aquellas con olivos más jóvenes, pero la tasa anual de acumulación de carbono no fue significativamente distinta. Esto fue debido a la menor densidad de árboles en las fincas con olivos de más edad. No se pudo separar el efecto de la variedad (picual versus hojiblanca) sobre la tasa anual de acumulación de carbono de otras fuentes de variación, porque a pesar de que la tasa anual de acumulación de carbono, fue casi del doble en las fincas con hojiblanca, la densidad de árboles fue superior con olivos más jóvenes.

La edad del árbol explicó el 61.4 % de la varianza tanto de la biomasa aérea como la cantidad de carbono acumulada. Este modelo empírico permitirá proporcionar una distribución de probabilidad de la cantidad de carbono orgánico acumulado en las estructuras permanentes del árbol en función de la edad del árbol, que se podría incorporar en modelos, herramientas y calculadoras de *carbon farming*, balance y huella de carbono. Pese a que el R^2 resultante de relacionar la biomasa total; biomasa aérea y radicular (kg/árbol), así como la cantidad de carbono orgánico existente en la misma, respecto a la edad (0.614) no fuese próximo a un valor de uno, este nos permitía sugerir que cuanto mayor era la edad de los olivos, mayor era la biomasa total en los mismos, así como la cantidad de carbono orgánico acumulada en estas estructuras permanentes. Estos resultados se encontraban en consonancia con los obtenidos; hubo diferencias significativas en la biomasa total y en la cantidad de carbono orgánico para la categoría edad.

La caída natural de las hojas, ramitas y frutos del olivo hacia el suelo o como consecuencia de la recolección; un flujo de carbono de gran importancia y el gran olvidado

La producción anual (kg ha^{-1} $año^{-1}$) de hojas, ramitas y flores, fue independiente del marco de plantación y osciló entre 2000 y 2112 kg ha^{-1} $año^{-1}$. La cantidad producida por superficie de copa del árbol fue similar en ambos modelos de cultivo de olivar. Por lo tanto, esto indicaría que, en el marco de plantación intensivo, cada árbol produjo menos cantidad de hojas y flores porque la superficie de copa es relativamente reducida, que fue compensada por un mayor número de árboles. Si sólo se considera el material vegetativo (principalmente hojas), los valores que se obtuvieron en esta tesis fueron muy inferiores a los dados por Erel et al. (2013), ya que la cantidad de hojas caídas en peso seco fue de 32 kg/árbol, lo que equivale a 4800 kg ha^{-1} $año^{-1}$para un marco de plantación tradicional de 150 olivos u 8096 kg ha^{-1} $año^{-1}$para un marco de plantación intensivo de 253 olivos. Ahora bien, estos estudios no son comparables, debido a que se tratan de variedades y edades distintas.

Independientemente del marco de plantación, hubo diferencias significativas entre el muestreo de primavera y verano, pero no en los de otoño e invierno. La tendencia fue de una mayor caída de material vegetativo a lo largo del año, seguido del fruto y por último de flor. Esta última sólo estuvo presente en los muestreos de primavera y verano, aunque la mayor caída de flor correspondió a la estación primaveral. Estos resultados eran previsibles, ya que dependen del ciclo del olivo, la llegada de la primavera supone un incremento de horas de luz, así como de temperaturas, que favorecen la floración del olivo. Al estar cargado de flores el árbol, y junto al viento, este hará que parte de estas flores caigan en primavera. Una vez terminada la floración, se sueltan de sus pétalos al ser fecundados, de ahí que mayor sea la cantidad de flor caída del olivo, y tiene lugar el

cuajado, que consiste en la formación del fruto, y una posterior caída de parte de ellos para asegurar el equilibrio entre la supervivencia y la reproducción. En otoño e invierno, no hay producción de flores debido a las temperaturas, y además la brotación comienza a finales de invierno formándose las yemas, de ahí la ausencia de flor en estas estaciones. Por otra parte, la caída de hojas y ramas se producen a lo largo del año, sin que haya diferencias entre estaciones.

El contenido de carbono orgánico varió en función del material caído, ya que este fue superior en el fruto (53.90 %) y mostró diferencias significativas respecto al contenido de carbono presente en el material vegetativo y flor que cae del olivo en el marco de plantación tradicional. Esto resulta lógico, puesto que la aceituna se caracteriza por la presencia de un alto contenido de compuestos fenólicos, a diferencia de la flor y el material vegetativo (hojas y ramitas). Los valores de C tomados anualmente de la atmósfera y distribuido en hojas, ramas y frutos no mostraron diferencias significativas entre el manejo tradicional (972.07 kg C ha^{-1} $año^{-1}$) e intensivo (962.65 kg C ha^{-1} $año^{-1}$). Estos valores fueron muy similares al rango encontrado (0.93-0.98 t C ha^{-1} $año^{-1}$) en un olivar tradicional andaluz de 60 años (Marañón-Jiménez, et al., 2022) y algo superiores a los encontrados (promedio de 0.46 t C ha^{-1} $año^{-1}$) por Sofo et al. (2005) en olivos maduros. Hubo diferencias significativas entre el muestreo de primavera y verano en ambos marcos de plantación, pero no las hubo en los muestreos de otoño e invierno. La mayor cantidad de carbono orgánico fue la correspondiente a la caída del material vegetativo. Estos resultados eran previsibles asumiendo los resultados de la cantidad caída de material vegetativo, flor y fruto del olivo al suelo.

La cantidad de CO_2 absorbido por las hojas y ramas del olivo, y que posteriormente caerán al suelo en forma de carbono durante la recolección, promedió 0.86 kg/árbol para el conjunto de parcelas muestreadas, existiendo diferencias significativas entre el marco de plantación tradicional e intensivo, aunque la caída de hojas y ramas fue superior bajo el marco tradicional (1.07 kg/árbol). En términos de hectárea, la cantidad de ramón en peso seco promedio fue 111.95 kg ha^{-1} $año^{-1}$, al igual que antes, hubo diferencias significativas entre marcos de plantación. Esto podría deberse a que en el marco de plantación tradicional se caracteriza por olivos de más de un pie y la manera de la recolección pueden influir en la mayor caída de hojas y ramas. La cantidad de carbono orgánico en el ramón caído durante la recolección de la aceituna fue de 53.46 kg C ha^{-1} $año^{-1}$ en promedio, existiendo diferencias significativas entre el marco de plantación tradicional e intensivo, lo que era esperable teniendo en cuenta que mayor era la caída de hojas y ramas en el conjunto de parcelas con marco de plantación tradicional.

El destino de este CO_2 tomado por el árbol y convertido en carbono orgánico en hojas, ramas, flores y frutos, ya sea de manera natural o mediante la recolección, fue principalmente el suelo. Sin embargo, no se tiene información sobre el destino último, ya que parte de este carbono en forma de hojas, ramas, flores y frutos, pueden ser usados como fuente de carbono para la fauna vertebrada o invertebrada (por ejemplo, hormigas) y otra parte, como las flores, pueden ser transportadas fuera de la finca por el viento. En cualquier caso, es esencial considerar dichas entradas de carbono, ya que son de gran importancia para estimar la cantidad de CO_2 absorbido por el árbol y que después acabará en el suelo, pudiendo contribuir al incremento en la cantidad de carbono orgánico en el mismo, y a la emisión de CO_2 durante su descomposición.

El carbono en forma de hojas, ramas, flores y frutos aportados al suelo de manera natural, fue una de las entradas de carbono que más contribuyó al total de entradas producidas en el olivar, representando el 22.38 % del total de carbono atmosférico tomado

por el árbol, en comparación al 1.41 % correspondiente a la caída de hoja provocada en la recolección. Pese a que este último valor fue inferior, en ambos casos es esencial la contribución que presenta este carbono de las hojas, ramas, flores y frutos como un flujo de entrada de carbono al suelo, y que no se ha tenido en cuenta en ningún estudio, y que es fundamental para un buen cálculo del balance y huella de carbono. De no considerarlo, se estaría subestimando una entrada importante de carbono en los olivares.

El papel de las prácticas de manejo en el carbono orgánico del suelo y la importancia de incorporar compost, estiércol y otros fertilizantes orgánicos

El porcentaje de carbono orgánico en el suelo para el conjunto de parcelas del estudio resultó ser de 1.13 %, siendo este contenido de 1.33 % para el conjunto de parcelas con un manejo más sostenible (ECO), y 0.94 % en las que no se llevaban a cabo este tipo de prácticas (CONV). Por lo tanto, la implementación de prácticas de manejo sostenibles supone un 41.49 % más de carbono orgánico en estos suelos respecto a aquellos comparables, pero con un manejo CONV.

Si se comparaba el porcentaje de carbono orgánico según la ubicación de las parcelas, aquellas bajo un manejo ECO y ubicadas en Andalucía Oriental presentaron un mayor contenido de carbono orgánico (1.45 %) respecto al conjunto de parcelas ubicadas en Andalucía Occidental (1.16 %), pero sin diferencias significativas. Esto podría deberse a que en las parcelas ubicadas en Andalucía Oriental el suelo se encontraba completamente cubierto por cubierta vegetal espontánea, mientras que, en Andalucía Occidental, esta se disponía en bandas de una anchura de unos 3.13 m, y porque no se incorporaba alperujo compostado. Por lo tanto, se podría atribuir ese mayor contenido de carbono orgánico al conjunto de parcelas con manejo ECO en Andalucía Oriental, a que los suelos se encuentran cubiertos al 100 % por cubierta vegetal espontánea y a la aplicación de alperujo compostado, mientras que en Andalucía Occidental, la cubierta vegetal se encontraba en bandas, existiendo partes de la misma poco pobladas y sin vegetación. Ahora bien, cuando se comparaba el porcentaje de carbono orgánico de las parcelas ECO (1.16 %) y CONV (1.22 %) en Andalucía Occidental, no hubo diferencias significativas, pero sí cuando se comparaba con el conjunto de parcelas con manejo CONV de Andalucía Oriental (0.66 %). La explicación a esto, podría encontrarse a que en algunas parcelas con manejo CONV en Andalucía Occidental, se incorporaba estiércol de cabra y otros fertilizantes orgánicos comerciales que suponían el incremento del porcentaje de carbono orgánico, mientras que en Andalucía Oriental ninguna parcela con manejo CONV incorporaba este tipo de enmiendas orgánicas. Además, las parcelas ECO de Estepa eran poco distinguibles de las CONV, porque la cubierta vegetal espontánea en las primeras se podría considerar despreciable.

El almacenamiento de carbono orgánico está influenciado por la gestión de la parcela, y la cantidad de carbono orgánico en el suelo será superior cuanto mayor sean las entradas de carbono orgánico en el mismo, y esto se consigue a través de prácticas de manejo sostenibles, como pueden ser la implementación de cubierta vegetal, la incorporación de los restos de poda picados, alperujo o estiércol. De ahí, que la cantidad de carbono orgánico en el suelo para el conjunto de parcelas fuese un 30 % superior respecto al conjunto de parcelas CONV, y de manera significativa. Existe evidencia científica sobre el aumento de las existencias de carbono orgánico del suelo debido a la presencia de cubierta vegetal espontánea en olivares. Por ejemplo, Vicente-Vicente et al.

(2016) obtuvieron una tasa de secuestro de carbono orgánico en los suelos de olivares bajo cubierta vegetal espontánea de 1.1 t C ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que en el estudio de González-Sánchez et al. (2012), esta tasa de secuestro fue superior; 1.59 t C ha^{-1} $año^{-1}$. A su vez, Castro et al. (2008) encontraron en los primeros 30 centímetros de suelo en una parcela de olivar, que el porcentaje de carbono orgánico en unidades experimentales con cubierta vegetal fue entre un 12 y 85 % superior a aquellas sin cubierta vegetal tras 28 años de experimentación. Repullo-Ruibérriz de Torres et al. (2012) en un período de 3 años, con diferentes cultivos de cobertura sembradas, obtuvieron que estas fijaban en promedio 1.5 t C $ha^{-1}$$año^{-1}$ de carbono orgánico. Jebari et al. (2018), bajo condiciones de cambio climático, pronosticaron a través del modelo de RothC que la presencia de cubierta vegetal en cultivos leñosos duplicaría y cuadruplicaría las tasas de secuestro de carbono (0.35 t C ha^{-1} $año^{-1}$).

En los escenarios realizados en esta tesis con el modelo de RothC, en términos de carbono orgánico de suelo, sí hubo diferencias significativas cuando se consideraba el manejo y marco de plantación. Las prácticas de manejo sostenibles como pueden ser la presencia de cubierta vegetal, aplicación de alperujo, estiércol, incorporación de restos de poda triturados, entre otros, conllevan a un incremento del carbono orgánico en el suelo. De ahí, la existencia de diferencias significativas entre parcelas ECO y CONV. Además, existía una relación estadísticamente significativa entre la tasa de acumulación de carbono orgánico del conjunto de parcelas analizadas con las entradas de carbono orgánico, siendo el coeficiente de correlación resultante de 0.89, indicando por lo tanto una relación fuerte entre las variables. Este hecho explica también por qué la cantidad de carbono orgánico en el suelo en las parcelas ECO se va incrementando a lo largo del tiempo, mientras que en las parcelas CONV esta cantidad de carbono orgánico apenas muestra variación. Por otro lado, si se analizaba la cantidad de carbono orgánico en el suelo en las distintas parcelas a lo largo del tiempo, se observaba que en la mayoría de parcelas ECO la cantidad de carbono orgánico era superior a las parcelas CONV y, además, se iba incrementando a lo largo del tiempo. Por el contrario, algunas parcelas CONV mostraron un comportamiento inverso, puesto que se observa un descenso de la cantidad de carbono orgánico (JT-CONV, CC-CONV, IS-CONV, GA-CONV, MR-CONV), lo que significa que las emisiones de CO_2 hacia la atmósfera son superiores a las entradas de carbono orgánico. En aquellas parcelas CONV donde la cantidad de carbono orgánico fue similar a las ECO (PA-ECO/PA-CONV y CR-ECO/CR-CONV), e incluso la parcela CH-CONV, con una mayor cantidad de carbono orgánico que su comparable ECO, fue debido precisamente porque las entradas de carbono orgánico en el suelo fueron similares o superiores en ellas, principalmente por la incorporación de estiércol.

El empleo de enmiendas orgánicas, como el estiércol o el alperujo no está tan extendido como sería deseable, a pesar de los beneficios que aportan a los suelos. Las entradas de carbono orgánico a través de alperujo compostado o fresco para el conjunto de las parcelas fue 0.71 t C ha^{-1} $año^{-1}$. En promedio, la cantidad de carbono orgánico aportada por los distintos estiércoles (caballo, oveja y cabra) fue 0.33 t C ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que las entradas de carbono orgánico a través de fertilizantes orgánicos comerciales fue mínimo, siendo en promedio esta cantidad de 0.05 t C ha^{-1} $año^{-1}$. El aporte mínimo de carbono por parte de estos fertilizantes orgánicos comerciales, se debe principalmente, a que son bioestimulantes, cuyo objetivo no es incrementar los niveles de carbono orgánico en el suelo, sino estimular la eficiencia en el uso de nutrientes y la tolerancia al estrés abiótico.

Existen diversos estudios que estudian la contribución del alperujo cuando es aplicado al suelo. Montemurro et al. (2014) comprobaron que una vez finalizado el experimento llevado a cabo desde 2006 hasta 2010 en una finca de olivos orgánica en Matera (Italia), el carbono orgánico total del suelo se incrementaba de manera significativa con la incorporación de alperujo (47.5 %), en comparación a cuando se añadía fertilizantes organominerales. Carbonell-Bojollo et al. (2010) en el estudio que llevaron a cabo en un olivar de Montoro (Córdoba), aplicaron distintas dosis de alperujo compostado por olivo durante tres años, consiguiendo una mayor fijación de carbono orgánico en el suelo con la mayor dosis aplicada. Lozano-García y Parras-Alcántara, (2013) llegaron como conclusión que la incorporación de alperujo sin procesar incrementó el carbono orgánico en el suelo en un 20 %, para ello recogieron un total de 9 muestras por parcela para examinar la respuesta del suelo 3 años después de la aplicación de este subproducto. Aquellos suelos en los que se suministró alperujo, el carbono orgánico en el suelo fue de 91.5 t ha^{-1} respecto a 75.4 t ha^{-1} de carbono en aquellos olivares en los que no se añadía ninguna enmienda orgánica al suelo. Regni et al. (2017) en su estudio donde aplicaron alperujo fresco y alperujo compostado junto a restos de poda durante ocho años en un olivar de secano en Perugia, encontraron efectos significativos en el carbono que se almacenaba en el suelo (más del 90 %, respecto al 50 % del carbono que se añadía al suelo como enmienda). La aplicación de alperujo fresco en el suelo supuso una baja cantidad de carbono secuestrada (sólo 6.84 % del carbono que se añadía) debido a la mayor degradabilidad microbiana que suponía esta enmienda orgánica. Los resultados que obtuvieron Bateni et al. (2019) contrastan con los mencionados, y se podrían resumir en que la incorporación de esta enmienda orgánica en el suelo presenta un efecto positivo en el almacenamiento de carbono orgánico en los olivares. La aplicación de estiércol en el suelo supone un incremento en los niveles de carbono orgánico en el suelo (Gross y Glaser, 2021; Hao et al., 2003; Köninger et al., 2021), aunque depende de muchos factores como puede ser la cantidad añadida, la frecuencia, las características del sitio donde se aplica y la propia naturaleza del estiércol.

Dado que la fijación de carbono en el suelo es una forma permanente de extracción y almacenamiento de carbono atmosférico, el incremento de los niveles de carbono orgánico en el suelo (SOC) se considera como el objetivo más importante del *carbon farming* (COM/2022/672), a pesar de las emisiones secundarias que los inputs de carbono producen. En términos cuantitativos y a modo de ejemplo, el incremento previsto de SOC desde las 43.0 t C ha^{-1} actuales hasta las 53.0 t C ha^{-1} previstas para 2050 (10 t C ha^{-1} netas) en las 5.045 ha que ocupan las parcelas de olivar sostenible de la DOP de Estepa, podría suponer una retención de hasta 0.18 Mt de CO_2, un 1.5 % de los objetivos de incremento de SOC de los suelos nacionales marcado por el PNIEC para el año 2030 (12 Mt).

<u>El fruto, el hojín y la leña, entradas y salidas del olivar</u>

La producción de aceitunas para el conjunto de parcelas para la campaña 2020-21 promedió 5045.64 kg ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que la cantidad de hojín generada fue inferior (290.74 kg ha^{-1} $año^{-1}$) a la suma de la pulpa y hueso en peso seco (2022.12 kg ha^{-1} $año^{-1}$). La cantidad de carbono orgánico correspondiente al fruto y al hojín resultó en promedio 1311.37 kg C ha^{-1} $año^{-1}$ para el conjunto de parcelas, el cual se encuentra dentro del rango dado por Fernández-Lobato et al. (2021b), con valores que oscilan entre 1.2 y 2 t C ha^{-1}

año^{-1}. Como se puede comprobar, la contribución del fruto fue, con diferencia, superior al hojín en un 89 %, siendo la cantidad de carbono orgánico en el fruto de 1172.86 kg ha^{-1} año^{-1}, próximos a los obtenidos en Proietti et al. (2014); 1.53 t C ha^{-1} año^{-1} o 1.49 t C ha^{-1} año^{-1} (Proietti et al., 2016). Cuando se comparaba la cantidad de carbono presente en el fruto y en el hojín en función del manejo, se comprobó que la implementación de las prácticas de manejo, no afectaron de forma significativa a este sumidero de carbono. La contribución de estos dos compartimentos al total de las entradas producidas en el olivar fue de aproximadamente un 28.63 %, el cual ascendía al 33.94 % si se consideraba la leña.

Aunque el fruto, el hojín y la leña son considerados entradas, estos también deberían tenerse en cuenta como salidas, al igual que los restos de poda, ya que la aceituna y el hojín capturan CO_2, y posteriormente serán una salida cuando su destino sea la almazara. En relación a la leña, esta se utiliza en los cortijos y en los hogares, por lo que también es una salida del sistema, puesto que no permanece en el campo. Lo mismo ocurre con los restos de poda, son una entrada en el sistema cuando son incorporados como enmiendas orgánicas al suelo, pero al mismo tiempo son salidas cuando son empleados para cogeneración o son quemados en el campo. Dicho lo anterior, no se puede obviar estos flujos como salidas, ya que el fruto, el hojín, la leña y los restos de poda representaron el 47 % del total de salidas de carbono orgánico en el olivar, siendo el fruto el que representa la mayor contribución con el 34 %. En el caso de los restos de poda, sólo en 3 de las parcelas de estudio estos restos se quemaron, aun así deben contabilizarse, puesto que son emisiones de CO_2 hacia a la atmósfera. Además, las cenizas de la quema de los restos de poda suponen sólo una acumulación de carbono orgánico de 19 kg C ha^{-1} año^{-1} respecto a los 819 kg C ha^{-1} año^{-1} si los restos de poda se incorporan triturados al suelo (Gómez-Muñoz et al., 2016). Por lo tanto, en las metodologías de cálculo de balances y huella de carbono en el olivar, sería imprescindible considerar los flujos citados como entradas y salidas, de acuerdo con otros autores como Fernández-Lobato et al. (2021b), para obtener un cálculo realista de lo que ocurre en el olivar.

5.2 Salidas de carbono orgánico en el olivar

La erosión; responsable de la pérdida de una parte de carbono de los olivares

Las pérdidas de suelo por erosión para el conjunto de parcelas promediaron 11.13 t ha^{-1} año^{-1}, existiendo diferencias significativas entre el manejo ECO y CONV. El valor promedio de pérdidas de suelo en las fincas ECO fue un 76 % inferior al estimado en las fincas CONV. En términos de carbono orgánico, anualmente el conjunto de parcelas de estudio pierde 0.11 t C ha^{-1} año^{-1}, con diferencias significativas entre manejos. Estos resultados eran esperables, ya que el manejo que se lleve a cabo va a influir en que los agregados sean estables o no a largo plazo. De hecho, existen numerosos estudios que inciden en la implementación de prácticas de manejo sostenibles, como es el caso de la cubierta vegetal, como freno a la erosión. Por ejemplo, Snelder y Bryan, (1995) establecieron como umbral mínimo de porcentaje de cubierta vegetal un 55 % para que se iniciase el control efectivo de la erosión. Según Zuazo y Pleguezuelo, (2008) la siembra o el desarrollo de la cubierta vegetal espontánea sería la medida más eficaz para reducir la erosión. En el estudio llevado a cabo por Espejo-Pérez et al. (2013) la cubierta vegetal

disminuyó las pérdidas de suelo en todas las parcelas experimentales en un 76 %, tal y como se obtuvo en este estudio. Por otro lado, la labranza conlleva una rotura de los agregados y, por tanto, a una pérdida de suelo y carbono orgánico. En la experiencia realizada por Sastre et al. (2017), las mayores pérdidas de suelo se obtuvieron bajo labranza (6.8 t ha^{-1} $año^{-1}$), mientras que con cubierta vegetal la pérdida de suelo por erosión se redujo en un 80 %. En el trabajo de Cerdà et al. (2021) compararon durante 20 años dos sitios de estudio con labranza y cubierta vegetal, observando que a pesar de que la densidad aparente disminuyó con la labranza, la cubierta vegetal supuso la reducción de manera considerable de las pérdidas de agua y suelo, además de aumentar los niveles de materia orgánica.

Gómez et al. (2009) obtuvieron pérdidas de suelo entre los 1.98 y 50.1 t ha^{-1} $año^{-1}$ para aquellas parcelas convencionales en las que se labraba el suelo, mientras que aquellas con presencia de cubierta vegetal, las pérdidas de suelo se redujeron ostensiblemente y el rango de variabilidad se reducía notablemente (0.12 y 0.77 t ha^{-1} $año^{-1}$). Estos autores, además, estudiaron la pérdida de carbono orgánico de las parcelas, las que no presentaban cubierta vegetal perdieron una media 0.234 t C ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que las que tenían cubierta sólo perdieron 0.0063 t C ha^{-1} $año^{-1}$. Los valores obtenidos de pérdidas de carbono orgánico en las parcelas con manejo ECO en esta tesis fueron superiores (0.07 t ha^{-1} $año^{-1}$) a los dados por Gómez et al. (2009), e inferiores (0.14 t ha^{-1} $año^{-1}$) para las parcelas CONV, probablemente debido a que no son comparables en términos de pendiente.

Las pérdidas de suelo por erosión para el conjunto de parcelas promediaron 11.13 t ha^{-1} $año^{-1}$. Si la superficie de olivar en la comunidad autónoma de Andalucía son 1.68 millones de hectáreas (MAPA, 2021), anualmente se pierden 18.69 Mt de suelo, que en términos de carbono son 2.06 Mt al año. Por lo tanto, no somos conscientes de las graves implicaciones ambientales que supone la pérdida de suelo, siendo este un recurso no renovable, cuya pérdida es cada vez más acentuada. Estas implicaciones ambientales afectan directa e indirectamente a diversos aspectos del ecosistema, como son la disminución de la calidad de los suelos, que conlleva una reducción de la capacidad de retener agua y nutrientes y, por tanto, suponen problemas en la fertilidad del cultivo. Sin olvidar, que estas pérdidas reducen el hábitat y el espacio disponible para la flora y fauna, y la colmatación-contaminación de los ríos. La pérdida de suelo, también contribuye al cambio climático, al disminuir la capacidad del ecosistema para capturar CO_2 y convertirlo en materia orgánica. Por lo tanto, la pérdida de carbono como consecuencia de la erosión, es un flujo que hay que considerar en los cálculos del balance y huella de carbono, ya que se trata de una de las problemáticas ambientales más evidentes en los olivares andaluces, pese a que la contribución de este flujo al total de salidas sólo representara el 3.27 %.

<u>La emisión de CO_2 del suelo; flujo de carbono muy significativo ignorado en muchos estudios</u>

La emisión de CO_2 en la campaña 2020-21 desde el suelo no mostró diferencias significativas cuando se comparaba el manejo, marco de plantación o irrigación. La inexistencia de diferencias significativas entre factores podría deberse a la variabilidad existente. Es decir, cada parcela tenía su correspondiente emisión, algunas más elevadas que otras, debido a la diversidad de características en ellas; bajos y altos niveles de

carbono en el suelo, distinta textura, distintos inputs de carbono, lo que hace casi imposible la existencia de diferencias significativas. Ahora bien, la tendencia fue de mayores emisiones en el conjunto de parcelas ECO, intensivas y con riego. Esto probablemente se deba a que en las parcelas ECO al existir más aporte de carbono orgánico en el suelo, la actividad microbiana es superior, y mayores serán las emisiones de CO_2. Aun así, la inexistencia de diferencias significativas en la emisión de CO_2 desde el suelo debido al manejo, pudo deberse también a que en algunas parcelas CONV incorporaban estiércol y otros fertilizantes orgánicos comerciales, lo que hizo que se enmascarasen los resultados, además de la razón dada más arriba. Por otro lado, la tendencia de mayores emisiones en intensivo, podría deberse a su interacción estadística con el riego, aunque tampoco hubo diferencias significativas cuando se contrastaba el efecto del factor riego de forma individual (fincas en secano vs. regadío). Las emisiones de CO_2 fueron un 10 % superiores en las fincas con riego frente a las de secano. Bertolla et al. (2014), encontraron la misma tendencia: las emisiones debido a la respiración del suelo en olivares irrigados fue un 7 % superior, en tan sólo diez semanas.

A pesar de que no hubo diferencias significativas debidas al manejo en la campaña 2020-21, era de esperar que la respiración del suelo fuese superior en suelos cubiertos por cubierta vegetal, ya que en general estos muestran mayor contenido de carbono lábil y diversidad de tipos de carbono orgánico que potencia una mayor biomasa y actividad microbiana (Carpenter-Boggs et al., 2003). Esto se corrobora al comparar la emisión acumulada de CO_2 durante los siguientes 30 años en las fincas ECO con respecto a las CONV. El valor promedio en la primera (38.82 t C-CO_2 ha^{-1}) fue un 61 % superior que las segundas. Esta tendencia concuerda con la descrita por Bertolla et al. (2014) quienes, al medir las tasas de respiración del suelo en olivares de dos zonas de la Toscana (Italia) mediante IRGA, obtuvieron tasas de respiración superiores en parcelas con cubierta vegetal, en relación a parcelas con laboreo. En el trabajo de Nieto et al. (2010), utilizando el modelo de RothC, obtuvieron también un aumento de las emisiones de CO_2 tanto en un vertisol cálcico (1.53 t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$) como en un cambisol crómico (1.59 t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$) en el que se aplicaron restos de poda y aguas de lavado de la aceituna con respecto a aquellos bajo laboreo (1.20 t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$).

En relación a las salidas totales de carbono del conjunto de las fincas, la mayor contribución correspondió a la emisión de CO_2 del suelo con un valor del 50 %. De ahí, la importancia de considerar la emisión de CO_2 del suelo en los cálculos del balance y huella de carbono, y en iniciativas como la de *carbon farming*. Actualmente, este flujo de carbono no es incluido, y es necesario incorporarlo, además de una mayor investigación al respecto para afinar las estimaciones de los flujos de CO_2 desde el suelo. No considerar este flujo en los cálculos de la huella de carbono afecta a los resultados finales. En el estudio sobre huella de carbono y balance de carbono de la producción de aceites de oliva vírgenes en olivares del sur de España (Fernández-Lobato et al., 2021b), los resultados de la huella de carbono variaban en función de considerar o no la respiración del suelo. Si no se consideraban, la huella de carbono promedio varió entre – 6836 y – 9331 kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$, pero si se consideraba este flujo junto a las estructuras no permanentes, es decir la poda y el fruto, la huella de carbono varió entre + 1567.6 y + 3973.4 kg CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$. Ahora bien, ellos emplearon para el cálculo de estas emisiones de CO_2 del suelo, la ecuación de Hènin y Dupuis (1945), que no considera las precipitaciones o la evaporación, lo cual sobreestima dicho flujo de carbono al no tener en cuenta los periodos de déficit hídrico en los que no se produce emisión de CO_2 por parte del suelo. En cambio, el modelo de RothC que ha sido empleado en esta tesis, tiene

en cuenta las condiciones climáticas, y es un modelo simple, que se ha empleado en diversos estudios, puesto que está ampliamente extendido y por su robustez. En el estudio de Jebari et al. (2018), demostraron que los resultados de RothC simulados y medidos concordaban razonablemente, y que la ligera diferencia entre valores (0.23 y 0.18 Mg C ha^{-1}) se debía al hecho de considerar el máximo potencial de secuestro de SOC suponiendo una incorporación total de entradas de carbono. Por lo tanto, más esfuerzo debe ir destinado al estudio de las emisiones de CO_2 del suelo, y a validar estos modelos de simulación en más contextos, que permitirían mejorar en gran medida la confianza de los mismos, a pesar de que este flujo sólo se ha tenido en cuenta en el estudio mencionado sobre balance y huella de carbono en olivares del sur de España. De ahí, que haya que incidir en la importancia de seguir ahondando en el tema y en la importancia de considerar este flujo en los modelos que se lleven a cabo.

Experiencias de laboratorio y de campo que permiten estimar el papel de las principales fuentes de carbono orgánico en el olivar en la emisión de CO_2 y en la acumulación de carbono orgánico en el suelo

En el experimento basado en estimar la emisión de CO_2 a partir del método de la trampa alcalina, se observó que las emisiones de CO_2 acumuladas a lo largo del experimento fueron incrementándose, y que empezaron a mostrar una estabilización en los últimos días del período de incubación. Esto podría deberse a que cuando se incorporan los distintos materiales en el suelo, se añade carbono orgánico que es la fuente de energía y carbono para crear la biomasa microbiana. De ahí, que se produzca un incremento en la actividad y en la biomasa de los microorganismos, que conlleva a la emisión de CO_2. Conforme pasan los días, la cantidad de compuestos de fácil descomposición van disminuyendo y comienzan a agotarse, permaneciendo el carbono refractario, aquel de difícil descomposición. De ahí, que la actividad de microorganismos disminuya, y por tanto, menor es la tasa diaria de emisión de CO_2 hasta hacerse similar a la de los suelos control.

Si se comparaban los dos suelos utilizados en el experimento, las emisiones de CO_2 fueron superiores en los suelos arcillosos respecto a aquellos con textura arenosa. Esto se debe a que el contenido en carbono orgánico era mayor en estos, y a la capacidad de estabilización del SOC que las partículas de arcilla pueden generar (Calero et al., 2022). Sin embargo, cuando no se consideraba las emisiones debidas al metabolismo basal del suelo (control), se observó un comportamiento inverso; mayor emisión de CO_2 por unidad de carbono orgánico añadido en los suelos arenosos. De ahí, que al añadir las fuentes de materia orgánica, la tendencia fue de una mayor emisión de CO_2 en suelos con textura arenosa y con un alto nivel de materia orgánica en el suelo. Esto es debido principalmente a las propiedades físicas de estos suelos, ya que lo suelos arenosos presentan mayor porosidad, por lo que se favorece los flujos de oxígeno y, por consiguiente, que el oxígeno no sea un factor limitante en la tasa de mineralización del carbono orgánico. Por otro lado, existen numerosos estudios donde se constata la fuerte correlación positiva existente entre el contenido en arcilla de un suelo y los niveles de carbono orgánico en el suelo (Wiesmeier et al., 2019; Zinn et al., 2007). De esta forma, en los suelos con un mayor contenido de arcillas, mayor es la capacidad de proteger el carbono añadido a través de mecanismos físicos y químicos. Una fracción importante de la materia orgánica se puede encontrar protegida de los microorganismos dentro de los

microagregados y también mediante su asociación con la arcilla formando complejos organominerales (Six et al., 2002). La emisión de CO_2 es superior en los suelos con un nivel alto de carbono orgánico, ya que mayor será la proliferación y actividad de los microorganismos del suelo, y por tanto, la respiración. La cantidad de C-CO_2 emitido con respecto al carbono orgánico añadido con los restos de poda (21.01 %) fue similar a aquel emitido al añadir hojas de olivo (19.30 %). Por otra parte, este porcentaje fue significativamente inferior cuando se añadió restos de leña triturada (16.78 %) o alperujo compostado (11.63 %). Estos resultaros eran previsibles, ya que la emisión de CO_2, usada aquí como indicador de la actividad microbiana, dependerá de las características bioquímicas (por ejemplo, relación C/N o composición de compuestos húmicos) de la materia orgánica que se añade. La relación C/N de la hoja y leña del olivo triturada fue muy alta (35.98 y 75.25, respectivamente) y los contenidos en compuestos húmicos en el alperujo es alto (Alburquerque et al., 2004), lo que denota el carácter recalcitrante de estas fuentes de carbono orgánico y explica los valores relativamente bajos de emisión de CO_2 (Ayuso et al., 1996). Por tanto, una fracción importante de estas fuentes de carbono orgánico están protegidas bioquímicamente y su tiempo de permanencia en el suelo son elevados. Sin duda, estas fuentes de carbono orgánico serían buenos candidatos para aumentar de forma rápida los niveles de carbono orgánico en el suelo.

Los coeficientes isohúmicos para las distintas fuentes de carbono orgánico no fueron significativamente distintos. Sin embargo, este fue superior en la leña, seguido del de la hoja del olivo, los restos de cubierta vegetal, y por último, el alperujo. El valor anómalamente bajo del coeficiente isohúmico para el alperujo, pudo deberse a que el material que se utilizó en el experimento no estaba bien compostado. Como era de esperar, los contenidos en carbono refractario fueron superiores a los de carbono lábil para las distintas fuentes de carbono orgánico y en todos los suelos y, por lo tanto, las tasas de descomposición tanto de la fracción de carbono lábil como de la recalcitrante fueron muy bajas en todos los suelos.

Como se comentó previamente, es de gran importancia considerar las emisiones de CO_2 del suelo, y para ello se emplean modelos como el de RothC para estimarlas. Por lo tanto, la valoración empírica de los coeficientes isohúmicos a partir del material de nuestras parcelas, representativas de una amplia gama de olivares de Andalucía, permitirá ajustar los modelos de emisiones a este cultivo y ámbito geográfico y agronómico específico. Hay que tener en cuenta que en este modelo se establece un valor por defecto de coeficiente isohúmico para la mayoría de cultivos agrícolas y pastizales (1.44), el cual corresponde a otras condiciones climáticas y edáficas. De ahí, que uno de los objetivos de este experimento fuese dar un toque de realidad en los coeficientes isohúmicos de estas fuentes de materia orgánica, que son propios de los olivares andaluces. Además, los resultados de este experimento sugieren que en la elaboración de protocolos debería tenerse en cuenta los efectos de la textura del suelo independientemente de la fuente de carbono que se incorpore. La tasa de emisión de CO_2 en el suelo con textura más arenosa emitió más CO_2 que el de la textura más arcillosa cuando a estos se añadieron distintas fuentes de carbono orgánico, y la cantidad de C-CO_2 emitido con respecto al carbono orgánico añadido fue inferior con el alperujo compostado, lo que permitiría que más carbono permaneciese más tiempo en el sistema. Estos resultados son clave ante un escenario de implementación de la iniciativa de *carbon farming*, ya que permitirían modelizar a una escala espacial y temporal amplia, los efectos de estas prácticas de

manejo en la acumulación de carbono orgánico en el suelo y, por lo tanto, predecir la dinámica de carbono en este cultivo de manera realista.

La tasa de nitrificación varió según la textura y el nivel de materia orgánica del suelo, así como las fuentes de materia orgánica añadidas. La tasa de nitrificación fue menor en aquellos suelos CONV, debido a que el porcentaje de materia orgánica en estos fue inferior a aquellos ECO. De hecho, la cantidad absoluta de mineralización del nitrógeno está condicionada por el contenido de materia orgánica del suelo (De Neve, 2017). La tasa de nitrificación fue superior en suelos arcillosos que en suelos arenosos. Esto se debe a que los suelos arcillosos presentan una mayor capacidad de protección y retención. Sin embargo, los suelos con más porosidad como es el caso de las arenas, menor es su retención. Cabe destacar, que no existían diferencias significativas entre la tasa de nitrificación y mineralización, como consecuencia de que el amonio se transforma rápidamente en nitrato mediante el proceso de nitrificación. Es decir, todo lo que se mineraliza (nitrógeno orgánico a amonio) se nitrifica. La tasa de nitrificación fue superior cuando se aportó restos de cubierta vegetal (0.66 µg $N\text{-}NO_3^-$ g^{-1} $día^{-1}$), seguido del alperujo (0.59 µg $N\text{-}NO_3^-$ g^{-1} $día^{-1}$), y muy baja cuando se aportó restos de leña leña (0.22 µg $N\text{-}NO_3^-$ g^{-1} $día^{-1}$) u hoja de olivo (0.29 µg $N\text{-}NO_3^-$ g^{-1} $día^{-1}$). Estas tasas de nitrificación fueron inferiores a las obtenidas con los suelos control, lo que significa que hubo inmovilización neta de nitrógeno, y esto fue especialmente aparente cuando se añadió la leña y hoja, como consecuencia del alto contenido de polifenoles en las hojas y a las elevadas relaciones de C/N de estos materiales. Por lo tanto, durante la descomposición de estas fuentes de carbono orgánico, la demanda de nitrógeno por parte de los microorganismos no se suple con el nitrógeno de estos materiales y estos toman nitrógeno disponible del suelo, reduciéndose su concentración en el mismo. La tasa de nitrificación cuando se añadió alperujo y los restos de cubierta vegetal fue mayor, debido a la relación C/N relativamente baja (11.43 y 33.91, respectivamente) y, por lo tanto, una fracción del nitrógeno orgánico de estos materiales se mineraliza a amonio, y este se nitrifica a nitrato.

En términos generales, lo observado en la experiencia realizada en el laboratorio se ratifica en la experiencia a nivel de campo. Como era esperable, durante la incubación hubo un descenso en la cantidad de material aportado en las litter bags, pero este dependió de las estaciones. El porcentaje de pérdida de peso del material fue mayor durante los meses de primavera e invierno, mientras que en verano y en otoño fue muy bajo o insignificante y casi 6 veces inferior. Por otro lado, las condiciones climáticas influyen en esta descomposición, temperaturas medio altas y con un alto contenido de agua en el suelo promueven la descomposición (Berg y McClaugherty (2003). En primavera se dan las condiciones óptimas de temperatura y contenido en agua del suelo para el desarrollo de la microflora y micro-meso y macrofauna, que actúan descomponiendo el material de las litter bags. Los meses de invierno, durante el 2020-2021 fueron atípicos y las temperaturas fueron relativamente elevadas, y esto podría explicar los valores similares en el porcentaje de pérdida de material de esta estación con respecto a la primavera. En verano y en otoño, las elevadas temperaturas junto con los bajos o muy bajos valores de humedad del suelo impidieron o redujeron la actividad de los organismos, y por ende, el porcentaje de pérdida de material durante estas estaciones fue de tan solo 3-4 %. Ahora bien, de todas las estaciones, el porcentaje de peso restante fue menor en los meses de invierno. Esto tiene su lógica, no sólo por las condiciones climáticas, sino que la descomposición de los materiales va a ser mayor al principio del proceso, ya que mayor es la proporción de compuestos lábiles de fácil descomposición (Tutua et al., 2002). Sin embargo, la tasa de descomposición irá disminuyendo a lo largo del tiempo conforme se

van agotando los compuestos lábiles, y hay una alta proporción de los recalcitrantes (Loranger et al., 2002).

Cuando el material a descomponer en condiciones de campo fueron las astillas de los restos de poda, la pérdida de material fue muy inferior con respecto a la hoja del olivo. Las astillas se caracterizan por la presencia de un alto contenido de lignina, hemicelulosa y celulosa, y es un material con una relación C/N elevada, lo que reduce consideradamente su tasa de descomposición. Cuando los restos de astillas y hojas de olivo fueron enterrados, la pérdida de material fue superior en relación a si se disponían sobre la superficie del suelo. Esto puede deberse a que, al encontrarse enterrados, las condiciones de humedad son más óptimas y, sobre todo, porque el material está íntimamente en contacto con la microflora, micro-meso y macro fauna. Este resultado fue similar al encontrado por Gómez-Muñoz et al. (2014) en incubaciones de restos de leguminosas o de cubierta vegetal espontánea en litter bags enterradas o incubadas en superficie.

El manejo llevado a cabo en la parcela no influyó en el peso restante del material añadido, a pesar de que se esperaba que la aplicación de productos químicos afectaría a las poblaciones de microrganismos del suelo, y por tanto, en la descomposición de los materiales, influyendo de tal forma en la mayor o menor cantidad restante del material añadido. Además, se esperaba una mayor descomposición y pérdida de material en aquellas parcelas en las que se encontraba implantada la cubierta vegetal espontánea (ECO), ya que mayor es la cantidad, diversidad y la actividad de los microorganismos, frente a aquellas parcelas CONV donde no se encontraba implantada la cubierta vegetal y en las que se labraba el suelo.

Resumiendo, la tasa de descomposición mensual fue estadísticamente significativa según la estación del año, si las litter bags se instalaban en superficie o enterradas, y si el material dentro de las litter bags eran hojas o astillas. Sin embargo, no hubo diferencias significativas en esta tasa de descomposición en función de si las litter bags se ubicaban en parcelas con manejo ECO o CONV. En términos de cantidad de carbono orgánico restante (%), este fue descendiendo a lo largo del tiempo, tal y como ocurría en el porcentaje de peso restante del material añadido, ya que el porcentaje de carbono orgánico se mantuvo constante durante toda la incubación en condiciones de campo. Para el conjunto de datos, hubo diferencias significativas para todos los factores considerados, exceptuando el manejo, por las razones explicadas previamente.

El porcentaje de nitrógeno orgánico presente en el material de las litter bags tendió a incrementarse a lo largo del tiempo. Agrupando los datos de todas las parcelas, el porcentaje de nitrógeno orgánico presente en las hojas fue significativamente superior al analizado en las astillas. El incremento de nitrógeno puede deberse a que los microorganismos y hongos toman nitrógeno circundante del suelo o de otros materiales cuando este es limitante para el proceso de descomposición (Bates et al., 2007). El nitrógeno orgánico que permaneció en el material tras un año de incubación en el campo fue superior en las astillas respecto a la hoja. Esto se debe a la relación C/N, ya que las astillas presentan una relación alta y se descompone más lentamente que las hojas (Adams y Attiwill, 1982), y fue significativamente inferior cuando los materiales fueron enterrados, por las razones previas explicas.

La experiencia de campo corrobora a lo que ocurrió en el laboratorio, hubo inmovilización de nitrógeno. Una de las problemáticas de la iniciativa *carbon farming*, que persigue incrementar los niveles de carbono orgánico en el suelo, es que al añadir

ingentes cantidades de materia orgánica en el sistema con relaciones C/N elevadas (pobres en nitrógeno) conlleva a una estimulación de la actividad microbiana del suelo, que aumentará la demanda de nitrógeno y provocará la inmovilización, la cual es temporalmente transitoria. La reducción de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, puede tener varias implicaciones a nivel de ecosistema. En el caso del olivar, puede tener consecuencias negativas en el crecimiento y en la producción del olivo. El nitrógeno es un nutriente esencial para el crecimiento y su falta puede provocar disminución en la producción y calidad de la aceituna. En estas condiciones, los microorganismos presentes en el suelo utilizan el nitrógeno disponible para degradar la materia orgánica, lo que provoca su escasez para el olivo. Por lo tanto, es importante incidir en la importancia de añadir materia orgánica en el sistema por sus beneficios, pero siempre en equilibrio para evitar problemas en la disponibilidad de otro tipo de nutrientes.

En términos de carbono, también se corrobora los datos obtenidos en la experiencia de campo y laboratorio. El porcentaje de carbono en forma de CO_2 emitido fue superior en la hoja respecto a la leña. Ahora bien, el porcentaje de carbono que permaneció en condiciones de laboratorio fue superior al que permaneció en campo, lo que era esperable. En el campo, las litter bags estaban expuestas al sol y al aire, lo que puede reducir la cantidad de carbono presente en la muestra debido a procesos de oxidación. También la micro, meso y macrofauna influye, al igual que se pudo perder parte del material que no era descompuesto, como consecuencia de la rotura de las litter bags por los animales. En condiciones de laboratorio, el porcentaje de carbono fue superior, ya que se mantenía en condiciones controladas; a 25 º C y en oscuridad, protegidos de la exposición al aire y la luz solar, y se evitaban pérdidas de material.

5.3 Balance y huella de carbono en el olivar

Actualmente existen algunos estudios que analizan la emisión de CO_2 eq en el olivar y en la producción de aceite de oliva en Irán, España, Túnez, y especialmente en Italia. Sin embargo, los existentes no brindan información de todos los flujos de carbono dentro de los olivares, y además se obvian flujos de gran importancia en el balance de carbono, como pueden ser la cubierta vegetal, la aplicación de alperujo compostado o estiércol, las pérdidas de carbono orgánico como consecuencia de la erosión o la emisión de CO_2 debido a la respiración del suelo, que podrían sobreestimar o subestimar los resultados que se obtengan del balance de carbono. Por lo tanto, es esencial evaluar en detalle cada uno de los flujos de carbono que existen en el olivar, y en el cálculo de la huella de carbono, además de asumir las emisiones de CO_2 eq debidas a las labores en campo, hay que considerar el balance de carbono, es decir, aquel CO_2 que se fija o emite como resultado del ciclo natural del carbono en el olivar. Montanaro et al. (2021), concluyeron que se precisaba considerar la remoción y el secuestro de CO_2 con el fin de contribuir a definir la sostenibilidad de los sistemas de cultivo a escala mundial. Por otro lado, es esencial tener en cuenta todos estos flujos de carbono dada su repercusión en la mitigación del cambio climático, y también para ser incorporado en posteriores metodologías e iniciativas que vayan surgiendo, como es el caso de la iniciativa *carbon farming*.

La mayoría de artículos analizados tienen como enfoque el análisis desde “la cuna hasta la puerta de la granja” y como unidad funcional un litro de aceite de oliva. El enfoque que abarca desde “la cuna hasta la tumba” no es frecuente debido a que se

dificulta aún más la recopilación de toda la información necesaria, haciendo prácticamente inviable cualquier estudio de este tipo.

En todos los estudios considerados analizaron con detalle las entradas y salidas correspondientes a la etapa del cultivo del olivar (irrigación, manejo del suelo, fertilización, tratamientos fitosanitarios, la poda, la cosecha, entre otros). Sin embargo, el problema se encuentra en si se considera o no las entradas y salidas generadas por la producción de fertilizantes y fitosanitarios, junto a la aplicación y distribución de estos desde la tienda a la finca, así como la gestión de los residuos generados. En la mayoría de casos, sólo se tiene en cuenta la cantidad y tipología del fitosanitario o fertilizante que se emplea en el campo, el combustible asociado a la aplicación del producto y el combustible consumido debido al transporte desde la tienda a la finca, ya que a veces no se esclarece si la producción de estos productos es considerada o no en el proceso. Por otro lado, en esta fase del cultivo del olivar se obvia la plantación de los olivos y los cambios en el uso de la tierra, algo que resulta lógico puesto que todos los olivos eran maduros y presentaban alrededor de 30-40 años, por lo que no existía cambios en el uso de la tierra. El final de vida de los olivos tampoco se consideraba, puesto que la vida de este cultivo puede superar los 100 años. Otros aspectos que no se han tenido en cuenta en la mayoría de artículos o no son convenientemente esclarecidos, son: el transporte del personal, el mantenimiento de la maquinaria agrícola o desgaste de la misma, las emisiones que supone el empleo de material auxiliar en la recolección, el transporte de la poda o desechos generados y la producción de diésel. Cabe destacar que muy pocos son los artículos que inciden en el carbono acumulado en el árbol (estructuras permanentes y no permanentes) o en el suelo, y no se informa explícitamente de las emisiones y absorciones que supone la aplicación de restos de poda en el suelo o la cubierta vegetal. Es decir, apenas hay información sobre el balance de carbono en el olivar.

El transporte de las aceitunas a la almazara suele considerarse en todos los casos, pero no se tiene en cuenta el mantenimiento de la instalación, las emisiones de la fabricación e instalación de equipos industriales, la producción y emisiones de las tintas e impresión. Los subproductos que se generan durante la fase de extracción del aceite de oliva tampoco suelen considerarse. Actualmente, Rinaldi et al. (2014) son los únicos que se han enfocado en el análisis desde "la cuna hasta la tumba", examinaron los residuos que eran depositados en los vertederos, así como la distribución mundial del aceite de oliva al por mayor, el transporte a los clientes, hoteles y restaurantes. La huella de carbono para un litro de aceite de oliva virgen extra para todo el proceso resultó ser 17.53 kg CO_2 eq.

En definitiva, no existe demasiada bibliografía sobre la huella de carbono en el olivar, pese a que en los últimos años está teniendo un auge como herramienta esencial para lograr la descarbonización de la economía y para hacer frente al cambio climático. A pesar de ello, no existe un consenso y homogeneidad en la metodología empleada; distintas asunciones, límites, unidades funcionales, por lo que es necesario conocer y acondicionar la metodología general del cálculo de la huella de carbono, ya que es esencial para que el sector esté preparado ante un escenario de descarbonización de la economía o para iniciativas vigentes como la de *carbon farming*. Por otro lado, no existe ningún estudio que haya proporcionado información de todos los flujos de carbono dentro de los olivares a partir de mediciones en campo o modelizaciones, o que versen sobre los efectos de la combinación de prácticas de manejo que impliquen un aumento en la entrada de carbono orgánico y que, por tanto, tienen repercusión sobre el balance y huella de carbono. Es decir, para conseguir un cálculo completo de la huella de carbono y evitar

sobreestimar o subestimarla, es esencial el conocimiento detallado de todos los flujos existentes en los olivares, tal y como se ha hecho en esta tesis, para así tomar decisiones óptimas en el desarrollo de este tipo de metodologías o en la adopción de las estrategias que vayan surgiendo en este contexto. De manera reiterada, hay que lograr un consenso en la metodología a emplear para el cálculo de la huella de carbono, ya que el no considerar las emisiones que pueden ser compensadas por la capacidad del olivar de almacenar anualmente, y a largo plazo, el CO_2 atmosférico en forma de carbono orgánico en el suelo o en distintas estructuras del árbol, conlleva a obtener resultados contradictorios en una misma finca.

En general, pero con excepciones, las entradas de carbono en los olivares fueron superiores a las salidas. En promedio, la cantidad media anual de carbono que entró en los olivares estudiados fue de 4.72 t C ha^{-1}, mientras que la salida anual promedio fue de 3.52 t C ha^{-1}. Hubo una elevada variabilidad entre fincas como consecuencia de las prácticas de manejo llevadas a cabo, y oscilaron entre las 3.21 t C ha^{-1} $año^{-1}$, correspondientes a un olivar tradicional de secano hasta los 9.72 t C ha^{-1} $año^{-1}$, en un olivar tradicional de regadío donde la producción primaria neta de la cubierta vegetal espontánea fue la mayor, y además, todo el alperujo producido se aplicaba al suelo. Las entradas de carbono orgánico que más contribuyeron fueron el fruto, es decir pulpa más hueso (25.61 %), seguido del carbono tomado de la atmósfera por las hojas y flores (22.38 %) que terminarán en el suelo debajo de la copa del olivo después de caer del mismo, y en tercer lugar, los restos de poda (14 %). Las estructuras permanentes de los olivos explicaron en promedio el 12.53 %, mientras que la cubierta vegetal espontánea el 12.18 %. Las entradas de carbono orgánico que menos contribuyeron en el total fueron los fertilizantes orgánicos comerciales (0.09 %), seguido de la incorporación de hojas de almazara como enmienda (0.12 %). En relación a las salidas de carbono, la mayor contribución correspondió a la emisión de CO_2 del suelo con un valor de 49.64 %, y le seguía el fruto; 37.64 %.

El balance de carbono para el conjunto de los olivares analizados fue neutro o positivo, excepto para tres de las parcelas (JT-CONV, CC-CONV e IS-CONV), y promedió 1.20 t C ha^{-1} $año^{-1}$. La variabilidad fue amplia y varió desde – 1.95 t C ha^{-1} $año^{-1}$ en un olivar tradicional de secano de 28 años hasta 5.39 t C ha^{-1} $año^{-1}$ en un olivar tradicional en regadío de 37 años con mayor aporte de carbono debido a la cubierta vegetal espontánea y a la aplicación de alperujo compostado. Por lo tanto, las prácticas de manejo que se lleven a cabo van a influir en el balance de carbono. De ahí, que el balance de carbono en el olivar para el conjunto de parcelas ECO fuese casi 5 veces superior al de las fincas CONV. Este resultado contrasta con el obtenido por López-Bellido et al. (2016), el balance de carbono para un conjunto de olivares tradicionales e intensivos, de distinta edad y variedad, situados en Andalucía promedió 1.22 t C ha^{-1} $año^{-1}$. Sin embargo, es difícil comparar ambos estudios, ya que la edad comprendida de los olivares era de 14-68 años con variedad picual y arbequina, mientras que en esta tesis los olivos tienen una edad de 25-200 años, y variedad; picual y hojiblanca. Además, los resultados de esta tesis no son comparables directamente con los de López-Bellido et al. (2016) porque no tuvieron en cuenta que el suelo puede estar perdiendo carbono, y no se consideró en los cálculos de la cantidad de carbono orgánico en el suelo la fracción < 2 mm. En Fernández-Lobato et al. (2021b) se encontró balances negativos de carbono en olivares tradicionales de secano y regadío, y en intensivos (− 239.9 a − 613.8 kg C ha^{-1}). En este estudio, no se tuvo en cuenta las entradas de carbono que se producen por la caída de hojas, ramitas y flores bajo la copa de los árboles, los olivares objeto de estudio no implementaron ninguna práctica de manejo sostenibles, aparte del triturado de los restos

de poda, y no consideraron las posibles pérdidas de suelo por erosión. Además, calcularon las emisiones de CO_2 del suelo a partir de la ecuación de Hènin y Dupuis (1945) que no considera las precipitaciones o la evaporación. Por lo tanto, los balances de carbono que obtienen pueden estar sobreestimados, teniendo en cuenta que las precipitaciones juegan un papel importante en el almacenamiento del carbono orgánico en el suelo (Hobley et al., 2015).

No hubo diferencias significativas en el balance de carbono en función del marco de plantación, aunque este fue superior para el conjunto de parcelas con un marco de plantación tradicional (1.26 t C ha^{-1} $año^{-1}$) respecto a aquellas intensivas (1.08 t C ha^{-1} $año^{-1}$). López-Bellido et al. (2016), obtuvieron resultados contradictorios, las fincas intensivas mostraron un balance de carbono superior (2.05 t C ha^{-1} $año^{-1}$) al de las tradicionales (0.38 t C ha^{-1} $año^{-1}$), con diferencias significativas. No obstante, no se pueden comparar estudios, ya que no establecieron el sistema de clasificación que emplearon para agrupar a los olivares en función de su marco de plantación, y por tanto, puede diferir a lo que establece el Plan director del olivar, (2015), y en la que se basó esta tesis.

Si se analizaba de manera independiente el balance de carbono en el árbol y en el suelo, el balance de carbono en el árbol resultó positivo en todas las parcelas sin existir diferencias significativas entre manejo y marco de plantación, aunque con una gran variabilidad entre parcelas (0.21-1.23 t C ha^{-1} $año^{-1}$), algo que era esperable teniendo en cuenta que la poda de los olivos no va a ser igual en todas las parcelas, y que por tanto iba a influir en esa variabilidad. Los balances de carbono del suelo fueron negativos en 5 de los 24 olivares. Es decir, las entradas anuales de carbono en los suelos no compensan las salidas de carbono debidas principalmente por la emisión de CO_2 y la erosión del suelo. Esto se debía principalmente a la baja presencia o a la inexistencia de cubierta vegetal o porque no se aplicaban enmiendas orgánicas. Aun así, el suelo ganaba carbono orgánico a una tasa anual de 0.65 t C ha^{-1} $año^{-1}$. Si se comparaba el balance en el suelo en función del manejo, existieron diferencias significativas entre el conjunto de parcelas ECO (1.48 t C ha^{-1} $año^{-1}$) con respecto a las CONV (- 0.18 t C ha^{-1} $año^{-1}$). Es decir, el no implementar prácticas de manejo, tales como la cubierta vegetal espontánea o la incorporación de restos de poda, conlleva a que se pierda carbono anualmente. En cambio, la implementación de este tipo de prácticas es fundamental para cambiar el balance de carbono de negativo a positivo.

Es muy importante hacer hincapié en la importancia de la implementación de prácticas de manejo técnicas y económicamente viables destinadas a aumentar el aporte anual de carbono orgánico. De hecho, hubo una clara relación entre las entradas de carbono que el olivicultor puede gestionar y el balance de carbono. Es decir, conforme las entradas de carbono fueron superiores, mayor fue el balance de carbono en la finca. Por lo tanto, la presencia de cubierta vegetal espontánea, la incorporación de los restos de poda al suelo, la aplicación de alperujo o estiércol, entre otras prácticas en los olivares, podrían ser una clara ventaja para cambiar el balance de carbono de negativo a positivo. De hecho, la acumulación notable de carbono en el suelo en olivares que aplican este tipo de prácticas de manejo en las fincas de olivar es evidente. Son numerosos los estudios, los cuales se han comentado a lo largo de la discusión, que remarcan la importancia de la implementación de estas prácticas en el almacenamiento de carbono orgánico. De hecho, en los escenarios realizados a partir del modelo de RothC en esta tesis, se observaba que en la mayoría de parcelas ECO la cantidad de carbono orgánico era superior e iba incrementándose a lo largo del tiempo. En cambio, en algunas parcelas CONV, la cantidad de carbono descendía, con lo cual se emitía CO_2 hacia la atmósfera. Por lo tanto,

hay margen de mejora para que los suelos del olivar puedan ganar carbono. Esto se comprueba incluso en aquellas parcelas CONV, ya que cuando las entradas de carbono orgánico en el suelo se incrementaban por la incorporación de estiércol, la cantidad de carbono en el suelo era similar a la parcela ECO, y no se perdía carbono anualmente en la finca. Por lo tanto, los cambios actuales y posteriores en las prácticas de manejo que se lleven a cabo en los olivares tienen un gran impacto en la mitigación y adaptación al cambio climático, la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos a escala regional. Tampoco se puede obviar el papel que desempeña sólo las estructuras permanentes del olivo, que a diferencia de otros cultivos, el conjunto de parcelas analizadas toman de la atmósfera 1.97 t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$, por lo tanto es un flujo de carbono que no se puede obviar y es esencial considerarlo.

En conclusión, es fundamental tener en cuenta el carácter multifuncional que presenta este cultivo, no sólo por la capacidad de producir, sino también por sus efectos sobre el balance de carbono si se llevan a cabo prácticas de manejo sostenibles, que al mismo tiempo favorecen a otros servicios ecosistémicos como puede ser la reducción de la erosión del suelo, en el caso de mantener la cubierta vegetal.

Cuando se determinaron las externalidades para la campaña 2020-21, es decir las emisiones de CO_2 eq debidas a las labores agrícolas, estas fueron superiores en las parcelas con manejo CONV (130.70 kg CO_2 eq/ha) respecto a las ECO (10.98 kg CO_2 eq/ha). Lo que resulta lógico, teniendo en cuenta que en las parcelas CONV existe un mayor gasto energético, así como pérdidas de energía durante el transporte, o porque se emplea maquinaria que conlleva el consumo de materias primas, su fabricación, reparación, mantenimiento, combustión de combustibles, aceite lubricante, entre otros, que supone que en dichas parcelas las emisiones sean superiores respecto a sus comparables, donde no se lleva a cabo estas tareas. Algo similar ocurriría cuando se comparaba aquellas parcelas tradicionales con riego con respecto a las de secano, o la labor de mantenimiento de la cubierta vegetal espontánea entre parcelas ECO y CONV. Es decir, las emisiones de CO_2 eq fueron superiores en las parcelas con presencia de riego, y en aquellas parcelas con presencia de cubierta vegetal espontánea (ECO) respecto a sus comparables, ya que implican un mayor consumo de energía y combustible.

De todas las labores que se llevan a cabo en el olivar, las que más contribuyen a la emisión de CO_2 eq son las labores de fertilización-fitosanitarios con un 38 % en promedio. Este resultado contrasta con los obtenidos en otros estudios. Por ejemplo, Fernández-Lobato et al. (2021a) encontraron que los fertilizantes y fitosanitarios representaban el 54 % en la fase de campo, Proietti et al. (2016) entre el 68 -75 %, en Romero-Gámez et al. (2017) valores superiores a 47.7 %, y así varios ejemplos donde el mayor impacto era debido al empleo de estos (Pattara et al., 2017; Proietti et al., 2014; Rinaldi et al., 2014). A las labores de fertilización-fitosanitarios, le seguía la recolección (29 %) e irrigación (15 %). Valores próximos se obtuvieron por otros autores, en el estudio de Rinaldi et al. (2014) la recolección representó el 21 %, mientras que la irrigación el 20.3 % en Fernández-Lobato et al. (2021a). Las labores de manejo del suelo fueron las que menos contribuían en las emisiones de CO_2 (4 %). El hecho de que la contribución de las labores de fertilización-fitosanitarios tuviese un valor inferior a la de otros estudios, pese a que resultó ser la tarea con más repercusión en las emisiones de CO_2 eq, podría deberse a que cada estudio considera unas unidades funcionales, y a los

métodos de evaluación de impacto. Todos los estudios existentes, realizan el análisis de ciclo de vida a partir del programa SimaPro, considerando diferentes bases de datos como ecoinvent, Agri-footprint, ELCD, entre otras. Además, utilizan distintos métodos de evaluación de impacto. Por ejemplo, Proietti et al. (2014) emplearon el método EPD 2007, mientras que Fernández-Lobato et al. (2021a) ILCD 2011 Midpoint. En cambio, en esta tesis, el análisis del ciclo de vida y los cálculos que se realizaron fueron a partir de una metodología adaptada al olivar. No es posible afirmar que una metodología sea mejor que otra, ya que todas ellas tienen sus ventajas e inconvenientes, aunque dependerá de los objetivos que se establezcan. Entre las ventajas de utilizar el programa SimaPro, considerando distintas bases de datos, se encuentra principalmente la facilidad de encontrar una gran variedad de datos y la rapidez del cálculo. Ahora bien, muchos de los datos que aparecen en estas bases de datos son muy generales y no se encuentran adaptados al caso del olivar, por lo que los resultados que se obtengan pueden no ser del todo realistas si no se adoptan las consideraciones oportunas. Además, en algunos casos, la interpretación de los resultados es dificultosa debido a la complejidad de la información involucrada. En cambio, la metodología empleada en esta tesis, se basa específicamente en el olivar, por lo que los resultados son más precisos y realistas, pese a que la recopilación de datos fue una tarea tediosa. En definitiva, la variabilidad existente se debe principalmente a estos motivos, por lo que es de gran importancia un mayor esfuerzo al respecto, y es necesario adoptar una metodología consensuada que pueda ser aplicada en cualquier olivar.

Teniendo en cuenta que las tareas de fertilización-fitosanitarios fueron las que contribuían en mayores emisiones de CO_2, es esencial que durante el proceso de envasado de los mismos partan de materiales reciclados, y que en campo se reduzca el consumo de estos productos. Como solución, se podría utilizar otro tipo de fertilizantes de liberación lenta o apostar por la agricultura de precisión, que ayudarían al olivicultor a conocer el momento y el lugar idóneo para aplicarlos, sin necesidad de llevar a cabo más tratamientos de los necesarios y sin gastar más dinero en estos productos. En el estudio de Weiske et al. (2006), se indicaba que las emisiones de N_2O se podrían reducir entre el 40 y 90 % si se emplearan fertilizantes de liberación lenta o inhibidores de nitrógeno. Otra de las soluciones, es el empleo de maquinaria agrícola modernizada, ya que se lograría reducir las emisiones de CO_2 eq, principalmente por la disminución del consumo de diésel o por el empleo de biocombustibles.

Las emisiones promedio para el conjunto de las almazaras analizadas (n = 7) fue 184.88 t CO_2 eq. Las emisiones totales de las almazaras para 2019 en Jaén (325 kt CO_2) y Sevilla (35.8 kt CO_2) supusieron un total de 360.80 kt CO_2 (Junta de Andalucía, 2021), luego las estimaciones obtenidas en esta tesis representan el 0.05 % de las emisiones de todas las almazaras de Jaén y Sevilla. El consumo y las pérdidas por transporte de electricidad fueron los ítems que mayor contribución presentaron en la emisión total de CO_2 equivalente (41 %) para el conjunto de almazaras analizadas, le seguía la combustión del hueso (27 %) y la superficie de edificación (18 %). La producción, transporte y el consumo de diésel supuso un 4 % del total de emisiones de CO_2 eq, y el transporte de los insumos a la almazara como las grasas y el aceite lubricante fue despreciable.

En función de los litros generados a partir de los kilos de aceituna procesada en las distintas almazaras en la campaña 2020-21, las emisiones de CO_2 oscilaron entre los 0.0026 y 0.13 kg CO_2 eq/L aceite, siendo en promedio para el conjunto de ellas 0.08 kg CO_2 eq/L aceite. Este valor es próximo a los 0.10 kg CO_2 eq/L obtenido por Fernández-Lobato, et al. (2021a). No obstante, hay que tener en cuenta que en el valor obtenido en

esta tesis se refiere al conjunto de los aceites obtenidos, que incluyen aceite de oliva virgen, extra virgen y lampante. Los valores obtenidos en esta tesis son inferiores a los de Proietti et al. (2017) y Pattara et al. (2016), que encontraron valores promedios en la fase de extracción de aceite de oliva de 0.90 y 0.13 t CO_2 eq/L AOVE, respectivamente. La variabilidad de los datos dependerá de la almazara, y de los flujos que se tenga en cuenta. En este estudio, el valor más bajo de emisiones de CO_2 durante la extracción del aceite, podría deberse a que no se tuvo en cuenta las emisiones debidas a las materias primas, fabricación, reparación y mantenimiento de la maquinaria debido a la dificultad de recopilar datos. Tampoco se consideraron los cartuchos de tinta empleados en la oficina, así como las tierras diatomeas, enzimas y aditivos, puesto que no en todas las almazaras se utilizaban.

Cuando no se consideraba el carbono biogénico y la unidad funcional fue la hectárea, las emisiones de CO_2 debidas a las tareas llevadas a cabo en el campo para el conjunto de fincas analizadas (n =17) para la campaña 2020-21, mostraron una alta variabilidad con valores que oscilaron entre los 322.45 – 1986.02 kg CO_2 eq/ha, con un promedio de 1310.41 kg CO_2 eq/ha. Este valor es similar al obtenido por Rajaeifar et al. (2014), a pesar de que el estudio se llevó a cabo en Guilán (Irán). Ahora bien, el promedio que se obtuvo en esta tesis fue algo inferior a los 1608 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$ estimado por Fernández-Lobato et al. (2021b) en 11 olivares ubicados principalmente en la provincia de Jaén (Andalucía) de distinta edad, marco de plantación y variedad picual.

Las emisiones de CO_2 equivalente fueron superiores en aquellas parcelas con marco de plantación intensivo (1471.92 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$) respecto al tradicional (1197.36 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$), sin existir diferencias significativas. Lo mismo ocurrió cuando se comparaba el conjunto de parcelas en función de las prácticas de manejo llevadas a cabo, no hubo diferencias significativas, pese a que las emisiones fueron superiores bajo el manejo CONV (1368.74 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$) respecto a aquel obtenido para el conjunto de parcelas ECO (1278.59 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$). La gran variabilidad entre parcelas, implica la ausencia de estas diferencias significativas. En las parcelas con riego la emisión fue superior (1376.97 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$) a las obtenidas en secano de manera significativa (1017.75 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$). Las emisiones de CO_2 eq obtenidas para el conjunto de parcelas tradicionales en riego y en secano de este estudio son similares a las obtenidas por Fernández-Lobato et al. (2021b); 1603.7 y 1001.1 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente. Ahora bien, para el conjunto de parcelas intensivas obtuvieron un valor de 2218.2 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$, muy superior al obtenido en este estudio. Esto podría deberse a que ellos sólo analizaron 3 parcelas intensivas con una densidad de plantación comprendida entre los 180 – 325 olivos/ha, por lo que probablemente estos valores no podríamos considerarlos representativos. Además, las cantidades de entradas de insumos que aparecen en el inventario, al tratarse de parcelas con características distintas, son muy diversas a las de la tesis, como por ejemplo en las cantidades de fertilizantes y fitosanitarios añadidos. Por otra parte, los valores de esta tesis son muy superiores a los 414 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$ obtenidos en promedio por López-Bellido et al. (2016). Esto posiblemente sea debido a que emplearon valores existentes en la bibliografía o en bases de datos, que son obtenidos para unas determinadas horas de trabajo, condiciones y cantidades de producto no específicas del olivar, y no los ajustaron a las horas, cantidades y tiempos de las parcelas de estudio. Valores próximos, pero superiores a los de esta tesis, fueron los que obtuvieron Proietti et al. (2014) en su estudio de 11 años en un olivar de la variedad leccino (1510 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$) o Proietti et al. (2016) para un olivar de 330 olivos/ha de variedad leccino en un período de estudio de 14 años y situados en Assisi (Italia) (1837 kg CO_2 eq/ha^{-1} $año^{-1}$).

En términos de kg de aceitunas cosechadas (campaña 2020-21), las emisiones de CO_2 para el conjunto de parcelas (n = 24) promedió 0.29 kg CO_2 eq kg aceitunas^{-1} año^{-1} (máx y mín; 0.12 y 0.72 kg CO_2 eq kg aceitunas^{-1} año^{-1}, respectivamente). No hubo diferencias significativas entre parcelas cuando se comparaba el marco de plantación (tradicional/intensivo), las prácticas de manejo que se llevasen a cabo (ECO/CONV), y si se irrigaba o se encontraba en secano (tradicional secano/tradicional intensivo). Aun así, la tendencia fue de mayores emisiones de CO_2 eq kg aceitunas^{-1} año^{-1} en el conjunto de parcelas CONV (0.32 kg CO_2 eq kg aceitunas^{-1} año^{-1}) respecto a las ECO (0.26 kg CO_2 eq kg aceitunas^{-1} año^{-1}) y con un marco de plantación tradicional en secano (0.31 kg CO_2 eq kg aceitunas^{-1} año^{-1}) respecto al de riego (0.27 kg CO_2 eq kg aceitunas^{-1} año^{-1}).Valores similares de emisión se obtuvieron cuando se comparaba marco de plantación tradicional e intensivo (0.29 y 0.27 kg CO_2 eq kg aceitunas^{-1} año^{-1}, respectivamente). La ausencia de diferencias significativas era esperable, porque mayores emisiones de CO_2 eq bajo manejos más intensivos podrían verse compensados por la mayor cantidad de aceitunas producidas. Cuanto menor fuese la producción en la finca, y mayor la emisión de CO_2 por hectárea que se generaban por las labores agrícolas, mayor eran las emisiones de CO_2 kg aceitunas^{-1} año^{-1}. Los valores obtenidos en esta tesis son próximos a los obtenidos por Romero-Gámez et al. (2017), en doce olivares de distintas zonas de Andalucía, y con distintas prácticas de manejo. En fincas con marco de plantación tradicional e intensivo, se emitieron 0.23 CO_2 eq kg aceitunas^{-1} año^{-1} en promedio, valor muy semejante al de esta tesis. Ahora bien, cuando se comparaban fincas con un marco de plantación tradicional en riego y en secano, los valores obtenidos en esta tesis marcaban una tendencia opuesta a los obtenidos por Romero-Gámez et al. (2017), ya que las emisiones fueron mayores en el conjunto de parcelas tradicionales con riego (0.22 kg CO_2 eq kg aceitunas^{-1} año^{-1}), en lugar del tradicional de secano (0.18 kg CO_2 eq kg aceitunas^{-1} año^{-1}) como ocurría en la tesis, y esto se debió en parte a la producción de aceitunas en las distintas parcelas (kg/ha), que diferían a las producciones de aceituna en las parcelas de estudio de dicha tesis.

En términos de L de aceite, las emisiones de CO_2 eq para el conjunto de parcelas (n = 24) considerando la fase de campo, la extracción del aceite y la fase del tratamiento del orujo osciló entre 1.01 y 4.08 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}, y promedió 1.95 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}. La fase de campo contribuyó al 72 % de las emisiones de CO_2 eq, siguiéndole la fase orujera con un 23 % y, por último, la extracción del aceite de oliva con 5 %. Por lo tanto, la fase industrial supuso el 28 % de las emisiones de CO_2 eq del total. Estos datos son similares a los aportados por Fernández-Lobato et al. (2021a), los cuales para la fase de campo obtuvieron una contribución del 77 % a las emisiones de CO_2 eq, mientras que un 23 % la fase industrial (extracción del aceite + fase orujera). Pattara et al. (2016) obtuvieron que la fase de campo supuso el 70 %, mientras que la fase industrial un 30 % de las emisiones de CO_2 totales. Aunque, es importante señalar que ellos no tuvieron en cuenta la fase de orujera en la fase industrial, sino el envasado.

Es difícil hacer comparaciones con otros estudios debido a que cada uno de ellos tiene su propia metodología y, por tanto, distintas asunciones, limitaciones y unidades funcionales. Sin embargo, se han escalado las unidades para poder comparar en la medida que sea posible los resultados obtenidos, asumiendo que en este estudio se consideró un litro de aceite de oliva sin envasar e incluyendo las categorías; lampante, virgen y virgen extra. Espadas-Aldana et al. (2019), a partir de su revisión bibliográfica de 23 artículos sobre el análisis del ciclo de vida de la producción de aceite de oliva y su cultivo y asumiendo, por tanto, estudios de diversos países, con distinto marco y densidad de

plantación, edad, variedad, entre otros aspectos agronómicos y de extracción, obtuvieron un valor promedio de 1.6 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}, algo inferior al obtenido en este estudio (1.95 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}). Algo similar ocurre si se comparaba con el estudio de Pattara et al. (2016), que obtuvieron un valor promedio de 1.56 kg CO_2 eq L AOVE^{-1} año^{-1}. Ahora bien, hay que tener en cuenta que en este estudio la unidad funcional que consideraron fue 5 L AOVE, y cinco casos de estudio; tres de ellos con manejo ecológico y los otros tres convencionales, y tres tipos de tecnología de extracción del aceite; por presión, y de 2 – 3 fases. Por lo tanto, la gran diversidad de tipos de olivar y tecnologías de extracción dificulta la comparación entre estudios. Fernández-Lobato et al. (2021a) obtuvieron un valor promedio de 2.2 kg CO_2 eq L AOV^{-1} año^{-1} considerando la fase de campo e industrial (extracción de aceite; 2 fases + fase orujera), por lo que son valores próximos a los obtenidos en este estudio, a pesar de que ellos obtuvieron una emisión superior en la fase de campo (1.69 kg CO_2 eq L AOV^{-1} año^{-1}) respecto a la obtenida en esta tesis; 1.44 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}. Proietti et al. (2017) para siete casos de estudio situados en Umbría (Italia), con distinta densidad de plantación (300 – 8360 olivos/ha), manejo (orgánico/convencional) y edad (60 – 100 años), obtuvieron un valor promedio inferior al obtenido en este estudio (1.55 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}). Al igual que en Pattara et al. (2016), ellos no tuvieron en cuenta la fase de orujera en la fase industrial, en su lugar se centraron en el envasado del aceite. La emisión de CO_2 eq que obtuvieron en la fase de campo fue inferior a aquella producida en la fase industrial (extracción y envasado), siendo su contribución de un 42 % y 58 %, respectivamente. Es decir, la fase de campo supuso una emisión de 0.66 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}.

Agrupando por categorías, las emisiones de CO_2 equivalente por L de aceite fueron superiores bajo el marco de plantación tradicional (1.99 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}) frente al intensivo (1.87 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}), y en secano (2.05 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}) frente al riego (1.86 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}), y en parcelas CONV (2.09 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}) frente a aquellas ECO (1.81 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}), sin existir diferencias significativas en ninguna de las categorías. Fernández-Lobato et al. (2021b) teniendo en cuenta la fase de campo e industrial (extracción + tratamiento del orujo) obtuvieron en promedio para un conjunto de once olivares, principalmente de la provincia de Jaén (Andalucía) y con variedad picual, el valor de 1.85, 1.85 y 2.55 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1} para el conjunto de parcelas tradicionales en secano, tradicionales en regadío e intensivas, respectivamente. Los valores que obtuvieron para el conjunto de parcelas tradicionales en secano y en riego son próximos o iguales a los obtenidos en este estudio. Sin embargo, las emisiones que obtuvieron en el conjunto de parcelas intensivas fue muy superior al obtenido en esta tesis, probablemente debido a que sólo consideraron tres parcelas intensivas de 180 – 325 olivos/ha, y también, porque la mayor o menor densidad de plantación va a influir en el resultado, ya que esto supondrá que mayores sean las emisiones de CO_2 eq debidas al uso de fertilizantes y pesticidas, como del riego. Proietti et al. (2017) para el conjunto de fincas certificadas como orgánicas y convencionales obtuvieron un valor medio de 1.02 y 2.90 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}, respectivamente, encontrándose los valores de esta tesis dentro del rango obtenido por estos autores, aunque hay que tener en cuenta que ellos consideraron el envasado, y no el tratamiento del orujo. En Túnez, asumiendo sólo el conjunto de parcelas con marco de plantación tradicional e intensivo, las emisiones de CO_2 debidas a las tareas de campo, y sin incluir la fase industrial (0.39 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1}; extracción 3 fases,) promediaron 3.03 kg CO_2 eq L aceite^{-1} año^{-1} (Fernández-Lobato et al., 2022).

Como se puede comprobar, si sólo se consideran las externalidades, es decir las emisiones de CO_2 derivadas de las labores de campo (*climate change impact*), y no se

tiene en cuenta aquel carbono secuestrado en el olivar, se podría decir que los olivares andaluces son emisores de CO_2 a la atmósfera. No hubo diferencias significativas en las emisiones de CO_2 eq por unidad funcional (ha, kg de aceitunas y L de aceite) en función del marco de plantación, el manejo y la presencia-ausencia de riego en las parcelas tradicionales. Ahora bien, en términos de hectárea, la tendencia fue de mayores emisiones bajo el marco de plantación intensivo y manejo CONV, y hubo diferencias significativas entre parcelas tradicionales con riego y en secano. Estos resultados eran esperables teniendo en cuenta que en estas fincas mayor es el consumo de combustible, el gasto energético y el empleo de fertilizantes-fitosanitarios, principalmente. De ahí, la importancia de reducir los consumos, y tratar de buscar alternativas a estos como pueden ser los biocombustibles, inhibidores de nitrógeno, entre otros. Si se considera como unidad funcional los kg de aceitunas y los L de aceite, aunque no hubo diferencias significativas, la tendencia fue de mayores emisiones en el conjunto de parcelas tradicionales, con manejo CONV y en secano, en parte por la menor producción de aceitunas y litros producidos, en comparación a las parcelas intensivas. Es importante señalar, que aunque hubo una tendencia que relacionaba la producción de kg de aceitunas o L de aceite con las emisiones de CO_2 eq debidas a las labores de campo, esta no fue significativa. Podemos interpretar este hecho como que independientemente del gasto energético, de combustibles o insumos, otros factores condicionan más la producción. Por lo tanto, se puede optimizar las emisiones sin un efecto significativo en la producción de kg de aceitunas o L de aceite.

En definitiva, y haciendo hincapié en las prácticas de manejo llevadas a cabo en las fincas, se comprueba que pese a no existir diferencias para el conjunto de parcelas ECO frente a las CONV, la tendencia fue de menores emisiones de CO_2 eq a la atmósfera bajo el manejo ECO, y considerando las distintas unidades funcionales. Por lo tanto, se corrobora la importancia de la transición a una agricultura sostenible que persiga disminuir las emisiones de CO_2 eq. Además, cuando se relacionaba las emisiones de CO_2 eq por hectárea debidas a las labores de campo, con las entradas gestionadas de carbono orgánico por parte del olivicultor, pese a que no se encontraron diferencias significativas, la tendencia fue de menores emisiones de CO_2 eq debidas a estas labores cuanto mayor eran las entradas gestionadas de carbono. Esto tiene su lógica, puesto que el número de labores en las parcelas ECO se reduce frente a las CONV.

Cuando además de considerar las emisiones de CO_2 eq correspondientes a las externalidades, es decir aquellas debidas a las labores que se llevan a cabo en el campo, se consideraba el carbono biogénico, se observó una gran variabilidad entre fincas, independientemente de la unidad funcional; hectárea, kg de aceitunas y L de aceite. La cantidad de CO_2 tomado de la atmósfera en las fincas estudiadas y almacenado como carbono orgánico en el árbol y en el suelo fue superior a las emisiones de CO_2 ocasionadas por las labores de campo. Por lo tanto, no hay duda alguna que el cultivo del olivo contribuye a la mitigación del cambio climático, y es fundamental la incorporación del carbono biogénico en el cálculo de la huella de carbono, ya que su inclusión permite tener un panorama más completo y preciso del impacto de las emisiones de gases de efecto invernadero. No considerar en la huella de carbono el carbono biogénico, declara al olivar como un cultivo que emite CO_2 a la atmósfera (fuente), puesto que sólo se estarían considerando las emisiones de CO_2 generadas en las labores de campo o en la extracción

del aceite. Por lo tanto, hay que incidir en la importancia de incluir el carbono biogénico, ya que de hacerlo supondría la transición del olivar de ser fuente a ser sumidero de CO_2.

A pesar de que la cantidad de CO_2 tomado de la atmósfera en las fincas estudiadas y almacenado como carbono orgánico en el árbol y en el suelo fue superior a las emisiones de CO_2 ocasionadas por las labores de campo, en cuatro de las 24 fincas analizadas (JT-CONV, CC-CONV, IS-CONV y MR-CONV), se emitió más CO_2 del que se tomó de la atmósfera, y se almacenó en el suelo y en el árbol. Esto ocurrió porque en estos olivares las salidas de carbono fueron superiores a las entradas y, al mismo tiempo, se emitía CO_2 con las operaciones de campo.

La huella de carbono (campaña 2020-21) expresadas como hectárea, kg de aceitunas y L de aceite cuando se tuvo en cuenta el CO_2 tomado de la atmósfera y almacenado como carbono orgánico en el suelo y en el árbol, promedió para el conjunto de parcelas en - 2.94 t CO_2 eq, - 0.62 kg CO_2 eq y - 2.57 kg CO_2 eq, respectivamente. La huella de carbono para el conjunto de parcelas con marco de plantación tradicional fue más negativa (es decir contribuye más a la mitigación del cambio climático; - 3.19 t CO_2 eq/ha, - 0.63 kg CO_2 eq/kg aceitunas y - 2.63 kg CO_2 eq/L aceite) o similar a las obtenidas en fincas intensivas (- 2.41 t CO_2 eq/ha, - 0.61 kg CO_2 eq/kg aceitunas y -2.47 kg CO_2 eq/L aceite). Las fincas con un marco de plantación tradicional y con riego, y considerando como unidad funcional la hectárea, tendieron a mostrar una huella de carbono más negativa (- 5.47 t CO_2 eq/ha) que las fincas con manejo intensivo (- 1.83 t CO_2 eq/ha). Si se consideraba como unidad funcional los kg de aceitunas o los L de aceite, la huella de carbono tendió a mostrar el mismo patrón; valores más negativos en fincas tradicionales con riego (- 0.87 kg CO_2 eq/kg aceitunas y – 3.88 kg CO_2 eq/L aceite) con respecto a fincas intensivas (- 0.61 kg CO_2 eq/kg aceitunas y - 2.47 kg CO_2 eq/L aceite).

Las prácticas de manejo que resultan en un incremento en la entrada de carbono, influyeron notablemente en la huella de carbono cuando se consideraba el carbono biogénico. Con independencia de la unidad funcional, las fincas ECO mostraron siempre valores negativos mientras que fueron neutros o positivos en las CONV tanto por hectárea (- 6.01 t CO_2 eq/ha versus + 0.14 t CO_2 eq/ha) como por kg de aceitunas (- 1.24 kg CO_2 eq/kg aceitunas versus + 0.0003 kg CO_2 eq/kg aceitunas) o litro de aceite (- 5.66 kg CO_2 eq/L aceite versus + 0.50 kg CO_2 eq/L aceite). Por lo tanto, en las fincas CONV, las salidas de carbono más el CO_2 eq que se emitía durante las fases de campo e industrial fueron superiores a las entradas de carbono. Por consiguiente, las fincas que no implementan prácticas de manejo que inciden en una mayor entrada de carbono, además de reducir las salidas o pérdidas de carbono, no sólo no contribuyen a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, sino que emiten GEI.

Es importante destacar que la relación lineal de la huella de carbono por hectárea y por litros de aceite producidos con respecto a las entradas gestionadas de carbono orgánico fue significativa. Esto significa que cuanto mayor sean las entradas de carbono gestionadas, más negativa será la huella de carbono, puesto que la gestión en el campo es más favorable y condiciona a que el balance sea positivo.

La huella de carbono en las fincas ECO situadas en Andalucía Oriental fue más negativa que aquellas ECO de Andalucía occidental, independientemente de si la unidad funcional era la hectárea o el litro de aceite. Esto resulta lógico, las prácticas de manejo que se lleven a cabo van a influir en el resultado final. En Andalucía Oriental la cubierta vegetal cubría al 100 % el terreno y se añadía alperujo, en cambio en Andalucía Occidental, la cubierta se encontraba en bandas, pero era poco frondosa. Tanto en

Andalucía Oriental como Occidental las fincas bajo el manejo CONV presentaron una huella positiva. En todos los casos, las diferencias entre manejo ECO y CONV fueron significativas. Por lo tanto, nuevamente se puede destacar la importancia de las prácticas de manejo llevadas a cabo y el papel que desempeñan en la huella de carbono.

Resulta bastante complejo comparar resultados con la bibliografía existente, ya que la metodología difiere y no se consideran todos los flujos de carbono en los olivares, como ocurre en esta tesis. A pesar de ello, la huella de carbono obtenida por Proietti et al. (2014) y Proietti et al. (2016) fue también negativa, es decir se reduce la emisión de GEI, aunque los valores promedios que obtuvieron fueron superiores a los obtenidos en este estudio; - 3450 y – 7448 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente. Era de esperar que los resultados fuesen distintos, puesto que son olivares situados en Italia, de distinta edad, variedad y distintas prácticas de manejo. En el estudio de Fernández-Lobato et al. (2021b), aunque en los olivares que analizaron no implementaron cubierta vegetal, ni aportaban fuentes externas de carbono orgánico, ni consideraron las hojas, ramitas, flores y frutos caídos de los olivos, o las pérdidas de suelo por erosión, obtuvieron resultados semejantes. En este estudio la huella de carbono también fue negativa, y fue mayor en el conjunto de parcelas con marco de plantación tradicional y en riego (- 6290.4 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$) de manera significativa respecto al conjunto de parcelas intensivas (- 4070.7 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$). No encontraron diferencias significativas entre el conjunto de parcelas con marco de plantación tradicional y en secano (- 4182.6 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$) respecto a aquellas intensivas. En esta tesis ocurrió algo similar, y esto pudo deberse en parte a la producción de aceitunas, es decir, a menor producción de aceitunas, mayor serán las emisiones de CO_2 eq, o lo que es lo mismo; a mayor producción de aceitunas, más negativa es la huella de carbono. De hecho, en la relación existente entre la huella de carbono y la producción de aceitunas realizada por Fernández-Lobato et al. (2021b) observaron esta tendencia para producciones anuales comprendidas entre 2826 y 7588 kg aceitunas ha^{-1} $año^{-1}$. Es decir, el hecho de que en esta tesis la huella de carbono fuese negativa, pero superior en el marco de plantación tradicional frente al intensivo, se debió a que las producciones de aceitunas fueron similares en estos marcos de plantación (4708 y 5721 kg de aceitunas ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente), las emisiones de CO_2 eq debidas a las labores de campo fueron superiores en el marco de plantación intensivo, y además, la tendencia fue de mayores entradas de carbono orgánico en el marco de plantación tradicional. López-Bellido et al. (2016), en cambio, obtuvieron una huella de carbono superior, pero negativa, en el conjunto de fincas intensivas (7517 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$) respecto a las tradicionales (1393 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$), debido principalmente a la producción de aceitunas en el conjunto de las parcelas. Además, en este estudio no tuvieron en cuenta flujos que son de gran importancia en el cálculo de la huella de carbono, como por ejemplo; la respiración del suelo y las pérdidas de carbono por erosión. Por otra parte, estos autores estimaron el aumento anual de carbono orgánico en el suelo a partir del carbono orgánico presente en el mismo dividido por la edad de la plantación, por lo que los resultados que obtuvieron pueden estar sobreestimados.

Cuando se comparaba los resultados obtenidos en esta tesis del marco de plantación tradicional en secano y en riego, se observó que la huella de carbono era negativa y superior en el conjunto de parcelas con riego respecto al secano, lo que resulta lógico, puesto que mayor era la producción de aceitunas con la irrigación del olivar. Sin embargo, si se comparaba el marco de plantación intensivo con el tradicional con riego, los valores resultaron más negativos para el marco de plantación tradicional con riego, puesto que la irrigación supuso un aumento en la producción de biomasa, pero en términos de emisiones de CO_2 eq debidas a las labores de campo, estas fueron menores en

comparación a las que se producen en el conjunto de parcelas intensivas, como consecuencia del mayor uso de combustibles, gasto energético, entre otros. De esta forma, el conjunto de parcelas con marco de plantación tradicional con riego presentaba un secuestro de carbono similar al conjunto de parcelas intensivas, pero en términos de emisiones de CO_2 eq como consecuencia de las labores, estas fueron inferiores, dando lugar a una huella de carbono negativa pero superior a la obtenida en aquellas parcelas intensivas.

En relación a las prácticas de manejo, y pese a que los resultados difieran a los obtenidos, por el hecho de tratarse de metodologías distintas, Aguilera et al. (2015b) obtuvieron una huella de carbono para un conjunto de olivos con una producción de 3790 kg ha^{-1} $año^{-1}$ en peso fresco, de – 168 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$ bajo el manejo ecológico y 1106 kg CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$ para el convencional, aunque no tuvieron en cuenta el carbono almacenado en la biomasa. Lardo et al. (2018) integraron a los resultados del análisis del ciclo de vida, el cambio en el stock de carbono del suelo y el secuestro de CO_2 en la biomasa, obteniendo para los olivares con una densidad de plantación de 333 olivos/ha y bajo el manejo ecológico un valor de - 176 kg CO_2 eq/t aceitunas mientras que bajo el convencional fue de 122 kg CO_2 eq/t aceitunas. Por lo tanto, bajo prácticas de manejo sostenibles los olivares están secuestrando carbono, mientras que en los convencionales se emite CO_2. En términos de litros, el valor promedio de huella de carbono obtenida en el estudio de Proietti et al. (2017) para siete casos de estudios en olivares situados en Umbría (Italia) fue inferior (- 1.94 kg CO_2 eq L $aceite^{-1}$ $año^{-1}$) pero próximo al valor obtenido en esta tesis (- 2.07 kg CO_2 eq L $aceite^{-1}$ $año^{-1}$), aunque es difícil comparar entre estudios en los que se emplean metodologías y asunciones distintas.

Teniendo en cuenta todo lo mencionado anteriormente, se puede afirmar que considerar el carbono biogénico junto a las emisiones de CO_2 eq generadas en las labores de campo, hacen que el olivar sea sumidero de CO_2, y no fuente, como ocurría cuando sólo se consideraban las emisiones de CO_2 eq derivadas de las labores de campo.

Las prácticas de manejo llevadas a cabo en los olivares van a influir en el balance y huella de carbono resultante. La huella de carbono fue superior y negativa para el marco de plantación tradicional y con riego, independientemente de la unidad funcional, destacando la mayor contribución de este sistema a la mitigación del cambio climático, seguido del tradicional en secano y, por último, el intensivo. Por lo tanto, los olivares son sumideros eficientes de CO_2 atmosférico, pero es fundamental las prácticas de manejo que se llevan a cabo. En 30 años, la proyección de superficie de olivar se espera que aumente en un 32 % respecto al año 2021, y del total de superficie, el 40 % (5.5 millones de hectáreas) serían de olivar tradicional no transformable[16]. Por lo tanto, en lugares donde la transformación de un marco de plantación tradicional a intensivo es complicada, debido a la ausencia de terreno suficiente para este fin, a la presencia de fuertes pendientes o a la imposibilidad de riego, es de gran importancia mostrar el gran papel que desempeñan los olivares con un marco de plantación tradicional frente a los intensivos. Es cierto, que el olivar tradicional en regadío es el modelo que resultó ser el que más contribuía a la mitigación del cambio climático, pero retomando lo anterior, en muchas

[16] https://www.interempresas.net/Produccion-Aceite/Articulos/387000-El-olivar-entra-en-una-nueva-dimension.html

zonas es imposible el riego. Sin olvidar, los problemas de sequía actuales, y la importancia de conservar el agua de manera eficiente y responsable. Dicho esto, es esencial que haya una mayor investigación en esta temática del balance y huella de carbono, ya que es importarte producir, pero siempre buscando un equilibrio entre lo social, cultural y medioambiental. Hay que dar respuesta y soluciones a aquellas zonas que pueden verse afectadas en los próximos años, teniendo en cuenta su imposibilidad de cambio, donde las producciones pueden verse mermadas. Por eso, la importancia de hacer hincapié de que a pesar de la inexistencia de diferencias significativas cuando se comparaba la huella de carbono entre marco de plantación intensivo y tradicional, el olivar tradicional mostró una mayor tendencia en eliminar GEI de la atmósfera de los que se han emitido a lo largo del ciclo de vida considerado. Por lo tanto, en lugares donde haya imposibilidad de cambio, hay que incentivar a aquellos olivicultores que apuesten por un modelo que busque secuestrar carbono orgánico en el suelo a partir de prácticas de manejo sostenibles, ya que de no hacerlo podrán verse repercutidos. Tampoco se puede menospreciar los problemas aparejados al olivar, y por tanto, hay que incidir en la importancia que tienen estas prácticas de manejo a todos los niveles.

Como ya se ha comentado anteriormente, es fundamental que se consiga un consenso en la metodología a emplear para el cálculo de la huella de carbono. El hecho de considerar unidades funcionales, asunciones, límites y flujos distintos, hace dificultoso el poder tomar decisiones concisas al respecto. Por lo tanto, sería necesario establecer una metodología única aplicable a cualquier olivar, independientemente del país donde se encuentre. Esta es la única vía para poder establecer definitivamente un mecanismo adecuado de validación y certificación de la huella de carbono en un escenario de implementación de iniciativas que tengan como misión el almacenamiento de carbono en el suelo y en la biomasa, y hacer frente al cambio climático. En este aspecto, esta tesis se ha centrado en medir todos los flujos de entradas y salidas de carbono que no se han tenido en cuenta en los estudios existentes, y que son claves para no sobreestimar o subestimar los resultados obtenidos.

Es clave remarcar que el considerar o no el carbono biogénico en el cálculo de la huella de carbono, implica que el olivar sea fuente o sumidero de CO_2. Cuando se consideraba exclusivamente las emisiones de CO_2 eq generadas en las labores de campo o en la extracción de aceite, el olivar se consideraba fuente de CO_2. En cambio, el simple hecho de incluir el carbono biogénico, es decir aquel carbono secuestrado en las estructuras permanentes en el árbol y en el suelo, supuso que el cultivo del olivar contribuyese a la mitigación del cambio climático, es decir la huella de carbono se hizo negativa. Ahora bien, las prácticas de manejo llevadas a cabo en las fincas tuvieron parte de responsabilidad. Cuando se comparaba el conjunto de parcelas en las que se llevaban a cabo manejos sostenibles que a priori suponen una mayor entrada de carbono (ECO), además de reducir las salidas o pérdidas de carbono, frente a las CONV, fue evidente la importancia de estas prácticas. La huella de carbono fue negativa en el conjunto de parcelas ECO, mientras que positiva en las CONV, independientemente de la unidad funcional considerada. Por lo tanto, no llevar a cabo este tipo de prácticas, implica emisión neta de CO_2 hacia la atmósfera, y esto se debe principalmente a que el balance de carbono es negativo, es decir, las salidas de carbono son mayores a las entradas, por lo que se pierde carbono anualmente. Sin embargo, hay margen de mejora, estos saldos de carbono negativo pueden compensarse mediante la implementación de prácticas de manejo que incluyen una o una combinación de las siguientes prácticas: implementación de cubierta vegetal, incorporación de restos de poda triturados, aplicación de alperujo compostado y/o estiércol, e integración de ganado ovino o caballar.

Si en todos los olivares de España se implementaran estas prácticas de manejo sostenibles, asumiendo las 2.8 millones de hectáreas de olivar a nivel nacional (MAPA, 2021), y que la huella de carbono para el conjunto de parcelas bajo manejo sostenibles fue de - 6.01 t CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$, anualmente este cultivo secuestraría 16.8 Mt de CO_2 eq anualmente. La Ley europea del Clima del 30 de junio de 2021 (Regulation (EU) 2021/1119) establece una reducción de las emisiones de CO_2 en un 55 % respecto a las emisiones de gases de efecto invernadero producidas en 1990. Si en 1990 las emisiones fueron 290.10 Mt CO_2 eq según el Observatorio de la Transición Energética y la Acción Climática (OTEA[17]), esto supondría un máximo de emisión de 130.55 Mt CO_2 eq en 2030. Teniendo en cuenta que en 2022 se emitieron 297.46 Mt CO_2 eq y asumiendo el máximo de 130.55 Mt de CO_2 en 2030, se deberían reducir 20.86 Mt CO_2 al año de manera acumulativa, contribuyendo el olivar en España al 10 % de este compromiso de la UE para el total del periodo. Por otro lado, si el precio de la tonelada de CO_2 en el comercio de derechos de emisión en abril de 2023 fue de 93.09 €[18], a nivel nacional el olivar rendiría, aproximadamente, un pago de 1564 millones de euros al año. Respecto a los objetivos marcados a nivel andaluz, se sobrepasaría ampliamente dicho compromiso si todo el olivar implantase estas prácticas de manejo. Por todo ello, es evidente que hay mucho margen de mejora en la contribución del olivar en la mitigación del cambio climático. Además, la previsible introducción de los sistemas agrícolas en el régimen de comercio de derechos de emisión (RCDE), gracias a mecanismos oficiales de certificación de la huella de carbono, hará del *carbon farming* un modelo de negocio que podría ser determinante para la rentabilidad de los olivares andaluces a medio y largo plazo.

Dicho esto, no se puede menospreciar el papel que desempeña el sector agrícola, en este caso el olivarero, como herramienta importante para reducir las emisiones de CO_2 eq que se derivan del proceso de producción del aceite de oliva. No sólo eso, es importante encontrar un equilibrio entre la productividad, la protección del entorno natural, así como la preservación de la identidad sociocultural de todas las zonas donde se encuentra el olivar. Es muy importante que se incida en la implementación de buenas prácticas de manejo en el olivar, ya que sus beneficios son más que evidentes. El olivar andaluz es una fuente importante de riqueza y empleo en la región, y especialmente en zonas rurales, por la producción de aceite de oliva, y por la actividad económica que genera en el sector agrícola y agroindustrial. Además, el olivar es un ecosistema que como se ha demostrado en esta tesis, tiene un impacto positivo en el medio ambiente debido a su capacidad para almacenar carbono en las estructuras permanentes del olivo y en el suelo, siempre y cuando se adopten prácticas de manejo cuyo objetivo sean incrementar a priori las entradas de carbono. Por lo tanto, los cambios actuales y posteriores en las prácticas de manejo que se lleven a cabo en los olivares tienen un gran impacto en la mitigación y adaptación al cambio climático, la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos a escala regional. Estas prácticas conllevan al incremento de los niveles de carbono orgánico en el suelo, que lleva aparejado la mejora de la salud del mismo, la retención de agua, el aumento de la biodiversidad y la reducción de la erosión, que ayudarían a la mitigación del cambio climático. Como se ha comentado, conservar el olivar andaluz también es importante para preservar la biodiversidad de la región, ya que muchos animales y plantas dependen de este ecosistema para sobrevivir. La diversidad genética de las variedades de aceituna cultivadas en Andalucía también es un patrimonio valioso que debe ser cuidado y protegido. No se puede obviar que el olivar andaluz tiene un valor

[17] https://otea.info/bdd/C3/C31
[18] https://www.sendeco2.com/es/precios-co2

cultural indudable, ya que es una parte integral de la historia y la cultura de la región. La tradición de la cosecha de la aceituna y la elaboración del aceite de oliva es una práctica centenaria que ha pasado de generación en generación y que forma parte de la identidad andaluza, sin olvidar el apreciado oro líquido. Por lo tanto, el cuidado del olivar debe basarse en una gestión sostenible y respetuosa con el medio ambiente que permita no solo garantizar la producción de aceite de oliva de alta calidad, sino también proteger y preservar el patrimonio natural y cultural de la región para las generaciones presentes y futuras.

CONCLUSIONES

6 CONCLUSIONES

1. La aplicación de combinaciones de prácticas de manejo que impulsan procesos basados en la naturaleza (cubierta vegetal, incorporación de restos de poda y aplicación de enmiendas orgánicas) durante un periodo de al menos 8 años, ha incrementado la cantidad absoluta (t C ha^{-1}) y el contenido relativo (%) de carbono orgánico en los primeros 30 cm del suelo en un 30 % y 41 %, respectivamente.

2. La mayoría del carbono (75 %) que anualmente entra en las fincas de olivar procede del CO_2 que es tomado de la atmósfera por el árbol, distribuyéndose entre el fruto (26 %), las hojas y flores (22 %), las estructuras leñosas permanentes (tronco y ramas, 13 %) y los restos de poda (14 %). La cubierta vegetal supone también una entrada importante, representando el 25 % de las entradas totales de CO_2 en las parcelas con cubierta. En promedio, el 39 % del carbono que entra en la finca es directamente gestionado por los olivicultores, incluyendo restos de poda, cubierta y enmiendas orgánicas procedentes de fuera de la finca.

3. El modelo de implantación de la cubierta vegetal espontánea influye de forma significativa en la cantidad de CO_2 que anualmente se transforma en carbono orgánico. En aquellas fincas donde la cubierta vegetal espontánea presentó una cobertura del 100 %, el contenido de carbono orgánico en el suelo fue un 25 % superior que en aquellas fincas en las que la cubierta vegetal espontánea se disponía en bandas en las entrecalles de los olivares. Además, las pérdidas de suelo y de carbono orgánico por erosión en las fincas de olivar con cubierta vegetal espontánea fueron en promedio 76 % y 50 % inferiores, respectivamente, que aquellas fincas comparables sin cubierta vegetal.

4. La cantidad de C-CO_2 emitido con respecto al carbono orgánico añadido con el alperujo compostado fue muy baja (11.63 %). Por lo tanto, la aplicación de esta fuente de carbono es una práctica de manejo adecuada para incrementar el contenido de carbono orgánico de elevado tiempo de residencia en el suelo.

5. La emisión de CO_2 debida a la respiración del suelo fue la pérdida de carbono más relevante de todas las consideradas (50 % del total). Esto sugiere que, en los estudios sobre balance y huella de carbono, este flujo de carbono debería ser cuantificado con la mayor precisión posible, y que se necesita más investigación dirigida a calibrar los modelos de emisión de CO_2 de los suelos del olivar. Hubo una tendencia clara de mayores emisiones de CO_2 cuanto mayor fue la entrada de carbono orgánico en el suelo.

6. El balance de carbono en el árbol fue positivo para el conjunto de fincas estudiadas, y promedió 0.54 t C ha^{-1} $año^{-1}$. Por lo tanto, las estructuras permanentes del olivo son una vía de acumulación de carbono de gran importancia en la mitigación del cambio climático.

7. El balance de carbono en el suelo (0.65 t C ha^{-1} $año^{-1}$) fue positivo en 19 de los olivares analizados, pero negativo en cinco de ellos. El balance promedio en las fincas ECO fue positivo (+ 1.48 t C ha^{-1} $año^{-1}$), mientras que fue negativo en las fincas CONV (- 0.18 t C ha^{-1} $año^{-1}$). Los balances negativos, todos ellos en fincas CONV, se debieron a que las entradas de carbono al suelo no compensaron las salidas de carbono orgánico del suelo

debidas a la respiración y a la erosión. En las fincas CONV las entradas anuales de carbono fueron inferiores a las de las fincas ECO debido a la inexistencia de cubierta vegetal o a la escasa o nula aplicación de enmiendas orgánicas de las primeras.

8. El balance de carbono promedio a nivel de finca en las 24 fincas analizadas fue positivo, excepto en tres de ellas. Se obtuvieron diferencias significativas cuando se comparaba los balances de fincas ECO (+ 1.99 t C ha^{-1} $año^{-1}$) respecto a las CONV (+ 0.40 t C ha^{-1} $año^{-1}$). Por lo tanto, la implementación de prácticas de manejo sostenibles que suponen una mayor entrada de carbono, resultó en un balance más positivo. En algunas fincas, el balance de carbono negativo del suelo se compensó por el balance positivo del árbol.

9. Se ha establecido una relación positiva y significativa ($R^2 = 0.73$, $p < 0.001$) entre la cantidad de carbono que el agricultor aportó al suelo y el balance total de carbono en el suelo. Según este estudio, se precisan de aproximadamente 1.2 t C ha^{-1} $año^{-1}$ para que el balance en el suelo sea neutro o ligeramente positivo y, a partir de esta cantidad, el balance será progresivamente más positivo cuanto mayor sea el aporte.

10. En relación a las externalidades (*climate change impact*), la contribución de la fase de campo (72 %) a las emisiones de CO_2 eq fue mucho mayor que la fase industrial (28 %). En la fase de campo, el uso de fertilizantes y fitosanitarios (38 %), seguido de la recolección (29 %) y la irrigación (15 %), fueron los responsables de la mayor parte de las emisiones de CO_2 eq, mientras que en la fase industrial, la mayor parte de las mismas se debieron al tratamiento del orujo (23 %, vs. al 5% de la extracción de aceite). El consumo de electricidad supuso el 41 % de las emisiones de CO_2 eq para el conjunto de almazaras analizadas. En base a estos resultados, los esfuerzos de reducción de emisiones deberían de centrarse más en la fase de campo que la industrial, y para reducir las emisiones de CO_2 eq en las almazaras, se recomienda la implementación de fuentes de energías renovables (ej.: fotovoltaica y gasificador).

11. Las emisiones anuales de CO_2 eq en la fase de campo (*climate change impact*), promediaron por hectárea, kg de aceitunas y L de aceite, al año; 1310.41, 0.29 y 1.95 kg CO_2 eq, respectivamente. Las emisiones anuales de CO_2 eq por hectárea durante las operaciones de campo fueron superiores para las fincas intensivas respecto a aquellas tradicionales, sin existir diferencias significativas. Las emisiones de CO_2 eq en fincas tradicionales con riego fueron significativamente superiores que las de tradicionales en secano. No se encontraron diferencias significativas en función del marco de plantación o el riego al normalizar las emisiones de CO_2 eq por kg de aceituna o L de aceite. Sin embargo, la tendencia fue a mayores emisiones de CO_2 eq en las fincas con marco de plantación tradicional y en secano.

12. Independientemente de la unidad funcional considerada, las emisiones de CO_2 eq debidas a las externalidades fueron superiores en las fincas que no implementaban prácticas de manejo sostenibles con respecto a las que sí lo hicieron, pese a no existir diferencias significativas.

13. Si se considera el carbono biogénico (balance de carbono), además de las emisiones de CO_2 eq generadas por las labores de campo, los flujos de carbono biogénico fueron casi cuatro veces mayores que los debidos a las externalidades (4.36 frente a 1.31 t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente), por lo que el balance de carbono es el que determinará el

valor de la huella de carbono en la finca: positiva en caso de emisiones netas, negativa en caso de secuestro neto.

14. La huella de carbono promedio de los 24 olivares estudiados arrojó valores negativos, independientemente de la unidad funcional considerada (- 2.94 t CO_2 eq ha^{-1} $año^{-1}$, - 0.62 kg CO_2 eq kg $aceituna^{-1}$ $año^{-1}$, - 2.57 kg CO_2 eq L^{-1} $año^{-1}$). Por lo tanto, cuando se considera el carbono biogénico, el olivar contribuye de forma muy significativa a la mitigación del cambio climático. La tendencia fue de una huella de carbono superior y negativa, para el marco de plantación tradicional y con riego, seguido del tradicional de secano, y por último el intensivo.

15. La huella de carbono resultó negativa para el conjunto de parcelas ECO, mientras que fue positiva (emisión neta hacia la atmósfera de CO_2 eq) para aquellas CONV, independientemente de la unidad funcional.

16. Se confirma, por tanto, que las prácticas de manejo llevadas a cabo en los olivares influyen en el balance y huella de carbono resultantes. Estas prácticas, que a priori suponen un incremento en las entradas de carbono, y refuerzan los procesos naturales, permiten la fijación de CO_2 atmosférico, convirtiendo los olivares de sistemas emisores con huella positiva, a sumideros eficientes de CO_2 atmosférico, con huellas negativas, siendo el manejo un factor mucho más determinante en este sentido que el riego o el marco de plantación.

17. En lugares donde hay imposibilidad de transformación del marco de plantación tradicional a uno intensivo, el *carbon farming* es factible y favorable a partir de prácticas que refuerzan los procesos naturales generando, además, sinergias con otros servicios ecosistémicos. La previsible introducción de los sistemas agrícolas en el régimen de comercio voluntario de derechos de emisión, gracias a mecanismos oficiales de certificación de la huella de carbono, hará del *carbon farming* un modelo de negocio que podría ser determinante para la rentabilidad de los olivares andaluces a medio y largo plazo.

6.1 CONCLUSIONS

1. The application of combinations of management practices that promote processes based on nature (spontaneous cover crops, incorporation of pruning residues and application of organic amendments) during a period of at least 8 years, has increased the absolute amount (t C ha^{-1}) and the relative content (%) of organic carbon in the first 30 cm of the soil by 30 % and 41 %, respectively.

2. Most of the carbon (75 %) that annually enters olive farms comes from CO_2 that is taken from the atmosphere by the tree, being distributed among the fruit (26 %), the leaves and flowers (22 %), the permanent woody structures (trunk and branches, 13 %) and pruning residues (14 %). Spontaneous cover crops are also an important input, representing 25 % of the total CO_2 inputs in plots with cover. On average, 39 % of the carbon that enters the farm is directly managed by the olive growers, including pruning, mulching and organic amendments from outside the farm.

3. The implementation model of the spontaneous cover crops significantly influences the amount of CO_2 that is transformed into organic carbon each year. In those farms where the spontaneous cover crops presented a 100 % cover, the organic carbon content in the soil was 25 % higher than in those farms in which the spontaneous cover crops was arranged in strips in the interstices of the olive groves. In addition, soil and organic carbon losses from erosion in olive farms with spontaneous cover crops were on average 76 % and 50 % lower, respectively, than comparable farms without spontaneous cover crops.

4. The amount of C-CO_2 emitted with respect to the organic carbon added with the composted *alperujo* was very low (11.63 %). Therefore, the application of this carbon source is an adequate management practice to increase the organic carbon content of high residence time in the soil.

5. The CO_2 emission due to soil respiration was the most relevant carbon loss of all those considered (50 % of the total). This suggests that, in carbon footprint and balance studies, this carbon flux should be quantified as accurately as possible, and that further research is needed to calibrate CO_2 emission models from olive grove soils. There was a clear trend of higher CO_2 emissions the higher the input of organic carbon into the soil.

6. The carbon balance in the tree was positive for the set of farms studied, and averaged 0.54 t C ha^{-1} yr^{-1}. Therefore, the permanent structures of the olive tree are a pathway of carbon accumulation of great importance in the mitigation of climate change.

7. The carbon balance in the soil (0.65 t C ha^{-1} yr^{-1}) was positive in 19 of the olive groves analyzed, but negative in five of them. The average balance in the ECO farms was positive (+ 1.48 t C ha^{-1} yr^{-1}), while it was negative in the CONV farms (- 0.18 t C ha^{-1} yr^{-1}). The negative balances, all of them in CONV farms, were due to the fact that carbon inputs to the soil did not compensate for organic carbon outputs from the soil due to respiration and erosion. In the CONV farms, the annual carbon inputs were lower than those of the ECO farms due to the lack of spontaneous cover crops or the scarce or non-existent application of organic amendments of the former.

8. The average carbon balance at the farm level in the 24 farms analyzed was positive, except in three of them. Significant differences were obtained when comparing the balances of ECO farms (+ 1.99 t C ha^{-1} yr^{-1}) with respect to CONV (+ 0.40 t C ha^{-1} yr^{-1}). Therefore, the implementation of sustainable management practices that suppose a higher

carbon input, resulted in a more positive balance. On some farms, the negative carbon balance of the soil was offset by the positive balance of the tree.

9. A positive and significant relationship (R^2 = 0.73, $p < 0.001$) has been established between the amount of carbon that the farmer contributed to the soil and the total balance of carbon in the soil. According to this study, approximately 1.2 t C ha^{-1} yr^{-1} are required for the balance in the soil to be neutral or slightly positive and, from this amount, the balance will be progressively more positive the higher the contribution.

10. In relation to externalities (climate change impact), the contribution of the field phase (72 %) to CO_2 eq emissions was much higher than the industrial phase (28 %). In the field phase, the use of fertilizers and phytosanitary products (38 %), followed by harvesting (29 %) and irrigation (15 %), were responsible for most of the CO_2 eq emissions, while in the industrial phase, most of them were due to the treatment of the pomace (23 %, vs. 5 % of oil extraction). Electricity consumption accounted for 41 % of the CO_2 eq emissions for the set of oil mills analysed. Based on these results, emissions reduction efforts should focus more on the field phase than the industrial one, and to reduce CO_2 eq emissions in oil mills, the implementation of renewable energy sources is recommended (eg: photovoltaic and gasifier).

11. Annual CO_2 eq emissions in the field phase (climate change impact), averaged per hectare, kg of olives and L of olive oil, per year; 1310.41, 0.29 and 1.95 kg CO_2 eq, respectively. Annual CO_2 eq emissions per hectare during field operations were higher for intensive farms compared to traditional ones, with no significant differences. The CO_2 eq emissions in traditional irrigated farms were significantly higher than those of traditional rainfed ones. No significant differences were found depending on the planting framework or irrigation when normalizing CO_2 eq emissions per kg of olives or L of oil. However, the trend was towards higher CO_2 eq emissions on farms with traditional and rainfed plantation framework.

12. Regardless of the functional unit considered, CO_2 eq emissions due to externalities were higher on farms that did not implement sustainable management practices compared to those that did, despite there being no significant differences.

13. If biogenic carbon (carbon balance) is considered, in addition to CO_2 eq emissions generated by field work, biogenic carbon fluxes were almost four times higher than those due to externalities (4.36 vs. 1.31 t CO_2 ha^{-1} yr^{-1}, respectively), so the carbon balance is what will determine the value of the carbon footprint on the farm: positive in the case of net emissions, negative in the case of net sequestration.

14. The average carbon footprint of the 24 olive groves studied yielded negative values, regardless of the functional unit considered (- 2.94 t CO_2 eq ha^{-1} yr^{-1}, - 0.62 kg CO_2 eq kg $olive^{-1}$ yr^{-1}, - 2.57 kg CO_2 eq L $olive\ oil^{-1}$ yr^{-1}). Therefore, when biogenic carbon is considered, the olive grove makes a very significant contribution to climate change mitigation. The trend was for a higher and negative carbon footprint, for the traditional and irrigated plantation framework, followed by the traditional rainfed one, and finally the intensive one.

15. The carbon footprint was negative for the ECO plots, while it was positive (net CO_2 eq emission into the atmosphere) for those CONV, regardless of the functional unit.

16. It is confirmed, therefore, that the management practices carried out in the olive groves influence the balance and resulting carbon footprint. These practices, which a

priori suppose an increase in carbon inputs, and reinforce natural processes, allow the fixation of atmospheric CO_2, converting olive groves from emitting systems with a positive carbon footprint, to efficient sinks of atmospheric CO_2, with negative carbon footprints, management being a much more determining factor in this sense than irrigation or the plantation framework.

17. In places where it is impossible to transform the traditional plantation framework into an intensive one, carbon farming is feasible and favourable based on practices that reinforce natural processes, also generating synergies with other ecosystem services. The foreseeable introduction of agricultural systems in the voluntary emission rights trading regime, thanks to official carbon footprint certification mechanisms, will make carbon farming a business model that could be decisive for the profitability of Andalusian olive groves medium and long term.

BIBLIOGRAFÍA

7 BIBLIOGRAFÍA

Adams, M. A., & Attiwill, P. M. (1982). Nitrogen mineralization and nitrate reduction in forests. Soil Biology and Biochemistry, 14(3), 197–202. https://doi.org/10.1016/0038-0717(82)90023-2

ADEME (2011). Guide des valeurs Diaterre®. Version du référentiel 1.13. 187p.

Adil, M., Yao, Z., Zhang, C., Lu, S., Fu, S., Mosa, W.F.A., Hasan, M.E., & Lu, H. (2022). Climate change stress alleviation through nature based solutions: A global perspective. Frontiers in Plant Science, 13:1007222. https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1007222

Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de la Junta de Andalucía (AGAPA). (2015). Evaluación de la producción y usos de los subproductos de las agroindustrias del olivar en Andalucía. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo.

Aguilera, E., Guzmán, G., & Alonso, A. (2015b). Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. II. Fruit tree orchards. Agronomy for Sustainable Development, 35(2), 725–737. https://doi.org/10.1007/s13593-014-0265-y

Aguilera, E., Guzmán, G. I., González de Molina, M., Soto, D., & Infante-Amate, J. (2019). From animals to machines. The impact of mechanization on the carbon footprint of traction in Spanish agriculture: 1900–2014. Journal of Cleaner Production, 221, 295–305. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.247

Aguilera, E., Guzmán, G. I., Infante-amate, J., García-ruiz, R., Herrera, A., & Villa, I. (2015a). Sociedad Española de Historia Agraria – Embodied energy in agricultural inputs. Incorporating a historical perspective.

Agustí-Brisach, C., Moral, J., P. Jiménez-Urbano, J., Raya, Mª C., Roca, L.F., López-Moral, A., Romero, J., et al., (2022). Chancros y seca de ramas, un síndrome emergente en el olivar. Phytoma 343, 87-92.

Alburquerque, J. A., Gonzálvez, J., García, D., & Cegarra, J. (2004). Agrochemical characterisation of "alperujo", a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. Bioresource Technology, 91(2), 195–200. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00177-9

Alexandratos, P., & Bruinsma, J. (2012). World agriculture towards 2015/2030: an FAO perspective. FAO, Roma, 188 pp.

Alonso, A. M., & Guzmán, G. J. (2010). Comparison of the efficiency and use of energy in organic and conventional farming in Spanish agricultural systems. Journal of Sustainable Agriculture, 34(3), 312–338. https://doi.org/10.1080/10440041003613362

Anderegg, W.R.L., Trugman, A.T., Wang, J., & Wu, C. (2022). Open science priorities for rigorous nature-based climate solutions. PLOS Biology, 20(12): e3001929, https://doi.org/10.1126/science.aaz7005

Anderson, J. M., & Ingram, J. S. I. (1990). Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods. The Journal of Ecology, 78(2), 547. https://doi.org/10.2307/2261129

Anderson, J.P.E., Page, A.L., Miller, R.H. & Keeney, D.R. (1982). Soil respiration. In: Page, A.L., Ed., Methods of Soil Analysis, Part 2, 2nd Edition, ASA and SSSA, Madison, 831-871.

Argüelles Álvarez, R. (1978). La estructura metálica hoy. Tomo 1-2ª parte: Teoría y práctica. Bellisco, Madrid (España). 500 pp.

Arnoldus, H.M.J. (1977). Methodology used to determine the maximum potential average anual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. Assesing Soil Degradation, FAO Soils Bulletin (FAO). 34: p. 39-51.

Ayuso, M., Pascual, J. A., García, C., & Hernández, T. (1996). Evaluation of urban wastes for agricultural use. Soil Science and Plant Nutrition, 42(1), 105–111. https://doi.org/10.1080/00380768.1996.10414693

Barranco Navero, D., Fernández Escobar, R., & Rallo Romero, L. (2017). El cultivo del olivo, 8–10. Mundiprensa. Madrid. 651 pp.

Barthel, M., Jennings, S., Schreiber, W., Sheane, R., Royston, S., Fry, J., Leng-Khor, Y., & McGill, J. (2018). Study on the environmental impact of palm oil consumption and on existing sustainability standards. Report prepared by 3keel and LMC International for European Union.

Bassot, E. (2022). The six policy priorities of the von der Leyen Commission. EPRS, European Parliamentary Research Service. https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/IDAN/2022/729351/EPRS_IDA(2022)729351_EN.pdf

Bateni, C., Ventura, M., Tonon, G., & Pisanelli, A. (2019). Soil carbon stock in olive groves agroforestry systems under different management and soil characteristics. Agroforestry Systems, 7(C). https://doi.org/10.1007/s10457-019-00367-7

Bates, J. D., Svejcar, T. S., & Miller, R. F. (2007). Litter decomposition in cut and uncut western juniper woodlands. Journal of Arid Environments, 70(2), 222–236. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.12.015

Belanche, A., Hristov, A.N., Van Lingen, H.J., Denman, S.J., Krebeab, E., Schwarm, A., Kreuzer, M., Eugène, M., McGree, M., Reynolds, C.K., Cromptons, L.A., Bayat, A., Yu, Z., Bnnink, A., Dijkstra, J., Chaves, A., Clark, H., Muetzel, S., Lind,V., Moorby, J.,

Rooke, J., Antezana, W, Wang M, Hegarty R, Savian JV, Abdalla AL, Gomes-Monteiro AL, Ku-Vera JC, Juarena G., Gómez, C., Mayorga, O., De Souza, G., & Yañéz-Ruiz, D.R. (2022). Developing prediction models of enteric methane production in sheep using an intercontinental database. 8th International Greenhouse Gas & Animal Agriculture Conference (GGAA), June 5-10, 2022, Orlando, USA. (Oral presentation).

Berg, B., & Mcclaugherty, C.A. (2003). Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration. Plant Litter. https://doi.org/10.1007/978-3-030-59631-6

Bertolla, C., Caruso, G., & Gucci, R. (2014). Seasonal changes in soil respiration rates in olive orchards. 275–280. https://doi.org/10.17660/ACTAHORTIC.2014.1057.30

Bocock, K. L., & Gilbert, O. J. W. (1957). The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. Plant and Soil, 9(2), 179–185. https://doi.org/10.1007/BF01398924

Boto, J., Pastrana, P., & Suárez, M. (2005). Eficiencia y ahorro energético. Consumos energéticos en las operaciones agrícolas en España. Instituto para la diversificación y ahorro de energía (IDAE), 19–23. http://idae.electura.es/materia/agricultura/

Bouyoucos, G. J., & Mick, A. H. (1940). An electrical resistance method for the continuous measurement of soil moisture under field conditions. Michgan State College Agricultural Experiment Station Technical Bulletin, No. 172. East Lansing, Michigan (Michigan State College), p. 1.

Cabezas, J.M., Ruiz-Ramos, M., Soriano, M.A., Gabaldón-Leal, C., Santos, C., & Lorite, I.J. (2020). Identifying adaptation strategies to climate change for Mediterranean olive orchards using impact response surfaces. Agricultural Systems, 185, 102937. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.04.008

Cai, Q., Yan, X., Li, Y., & Wang, L. (2018). Global patterns of human and livestock respiration. Scientific Reports, 8(1), 1–7. https://doi.org/10.1038/s41598-018-27631-7

Calero, J., Cordovilla, M. P., Aranda, V., Borjas, R., & Aparicio, C. (2013). Effect of organic agriculture and soil forming factors on soil quality and physiology of olive trees. Agroecology and Sustainable Food Systems, 37(2), 193–214. https://doi.org/10.1080/10440046.2012.718998

Calero, J., García-Ruiz, R., Torrús-Castillo, M., Vicente-Vicente, J. L., & Martín-García, J. M. (2023). Role of clay mineralogy in the stabilization of soil organic carbon in olive groves under contrasted soil management. Minerals, 13(1), 1–21. https://doi.org/10.3390/min13010060

Carbonell-Bojollo, R., Ordóñez-Fernández, R., & Rodríguez-Lizana, A. (2010). Influence of olive mill waste application on the role of soil as a carbon source or sink. Climatic Change, 102(3), 625–640. https://doi.org/10.1007/s10584-009-9703-2

Carpenter-Boggs, L., Stahl, P. D., Lindstrom, M. J., & Schumacher, T. E. (2003). Soil microbial properties under permanent grass, conventional tillage, and no-fill management in South Dakota. Soil and Tillage Research, 71(1), 15–23. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00158-7

Castañeda, A., Doan, D., Newhouse, D., Nguyen, M. C., Uematsu, H., & Azevedo, J. P. (2016). Poverty and shared prosperity report 2016: taking on inequality background paper. Policy Research Working Paper 7844, October, 1–39. https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.08.002

Castro, J., Fernández-Ondoño, E., Rodríguez, C., 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 Jaén (Spain). Soil and Tillage Research, 98(1), 56–67. https://doi.org/10.1016/j.still.2007.10.002

Cerdà, A., Terol, E., & Daliakopoulos, I. N. (2021). Weed cover controls soil and water losses in rainfed olive groves in Sierra de Enguera, eastern Iberian Peninsula. Journal of Environmental Management, 290, 112516. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112516

Ceschia, E., Béziat, P., Dejoux, J. F., Aubinet, M., Bernhofer, C., Bodson, B., Buchmann, N., Carrara, A., Cellier, P., Di Tommasi, P., Elbers, J. A., Eugster, W., Grünwald, T., Jacobs, C. M. J., Jans, W. W. P., Jones, M., Kutsch, W., Lanigan, G., Magliulo, E., … Wattenbach, M. (2010). Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. Agriculture, Ecosystems and Environment, 139(3), 363–383. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.020

Chase, L. D. C., & Henson, I. (2010). A detailed greenhouse gas budget for palm oil production. International Journal of Agricultural Sustainability, 8, 199-214. https://doi.org/10.3763/ijas.2010.0461

Christensen, B. T., Rasmussen, J., Eriksen, J., & Hansen, E. M. (2009). Soil carbon storage and yields of spring barley following grass leys of different age. European Journal of Agronomy, 31(1), 29–35. https://doi.org/10.1016/j.eja.2009.02.004

Civantos, L. (1981). Aprovechamiento de ramones y de leña en el olivar. Agricultura, 585.

Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., & Maginnis, S. (2016). Nature based solutions to address global societal challenges. Gland, Switzerland: IUCN. 97pp. https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.13.EN

COI, Consejo Oleícola Internacional. (2009). Norma comercial aplicable a los aceites de oliva y los aceites de orujo de oliva. Consejo Oleícola Internacional, 1–18. http://www.internationaloliveoil.org/

COI, Consejo Oleícola Internacional. (2022). https://www.internationaloliveoil.org/what-we-do/economic-affairs-promotion-unit/#figures

Coleman, K., & Jenkinson, D. (2014). RothC - A model for the turnover of carbon in soil (Windows version) (Updated June 2014). June, 44. https://www.rothamsted.ac.uk/sites/default/files/RothC_guide_WIN.pdf

COM/2018/392. Propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo por el que se establecen normas en relación con la ayuda a los planes estratégicos que deben elaborar los Estados miembros en el marco de la política agrícola común (planes estratégicos de la PAC), y por el que se derogan el Reglamento (UE) n.º 1306 y 1307/2013 del Parlamento Europeo y del Consejo y el Reglamento (UE).

COM/2019/640. Pacto Verde europeo. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones, 11-12-2019.

COM/2020/381. Estrategia "de la granja a la mesa" para un sistema alimentario justo, saludable y respetuoso con el medio ambiente. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. 20-5-2020.

COM/2021/554. Regulation Amendment of Regulations (EU) 2018/841 as regards the scope, simplifying the compliance rules, setting out the targets of the Member States for 2030 and committing to the collective achievement of climate neutrality by 2035 in the land use, forestry and agriculture sector, and (EU) 2018/1999 as regards improvement in monitoring, reporting, tracking of progress and review.

COM/2022/672. Proposal for a regulation of the European parliament and of the council establishing a Union certification framework for carbon removals. 30/11/2022.

Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. Remote Sensing of Environment, 37(1), 35–46. https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B

Corominas, J. (2010). Agua y energía en el riego, en la época de la sostenibilidad. Ingeniería Del Agua, 17(3), 219–233. https://doi.org/10.4995/ia.2010.2977

Cruz-Ramírez, M., Hervás-Martínez, C., Jurado-Expósito, M., & López-Granados, F. (2012). A multi-objective neural network based method for cover crop identification from remote sensed data. Expert Systems With Applications, 39 (11), 10038–10048. https://doi.org/10.1016/j.eswa.2012.02.046

CSIC-IARA (1989). Memoria del mapa de suelos de Andalucía, escala 1: 400,000. Consejo Superior de Investigaciones Científicas e Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología. Madrid, España. http://descargasrediam.cica.es/repo/s/RUR.

Dalgaard, T., Halberg, N., & Porter, J. R. (2001). A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. Agriculture, Ecosystems and Environment, 87(1), 51–65. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00297-8

Del Río, M., Barbeito, I., Bravo-Oviedo, A., Calama, R., Cañellas, I., Herrera, C., & Bravo, F. (2008). Carbon sequestration in mediterranean pine forests. Managing Forest Ecosystems: The challenge of climate change (Bravo, F. et al. Eds.). Springer Science, pp. 221-246. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8343-3_13

De Neve, S. (2017). Organic matter mineralization as a source of nitrogen. In: Tei, F., Nicola, S., Benincasa, P. (eds) Advances in research on fertilization management of vegetable crops. Advances in olericulture. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-53626-2_3

El Hanandeh, A., & Gharaibeh, M. A. (2016). Environmental efficiency of olive oil production by small and micro-scale farmers in northern Jordan: Life cycle assessment. Agricultural Systems, 148, 169–177. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.08.003

Erel, R., Yermiyahu, U., Van Opstal, J., Ben-Gal, A., Schwartz, A., & Dag, A. (2013). The importance of olive (Olea europaea L.) tree nutritional status on its productivity. Scientia Horticulturae, 159, 8–18. https://doi.org/10.1016/j.scienta.2013.04.036

Eskandari Damaneh, H., Khosravi, H., Habashi, K., Eskandari Damaneh, H., & Tiefenbacher, J.P. (2021). The impact of land use and land cover changes on soil erosion in western Iran. Natural Hazards, 110, 2185-2205. https://doi.org/10.1007/s11069-021-05032-w

Espadas-Aldana, G., Vialle, C., Belaud, J. P., Vaca-Garcia, C., & Sablayrolles, C. (2019). Analysis and trends for Life Cycle Assessment of olive oil production. Sustainable Production and Consumption, 19, 216–230. https://doi.org/10.1016/j.spc.2019.04.003

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 Science Society of America Journal, 77(6), 2140–2148. https://doi.org/10.2136/sssaj2013.06.0250

European Commission, (2020). Nature based solutions. https://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/index_en.htm

Faivre, N., Fritz, M., Freitas, T., Boissezon, B., & Vandewoestijne, S. (2017). Nature based solutions in the EU: Innovating with nature to address social, economic and environmental challenges. Environmental Research, 159, 509–518. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.032

Falloon, P., Smith, P., Coleman, K., & Marshall, S. (1998). Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. Soil Biology and Biochemistry, 30(8–9), 1207–1211. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00256-3

FAO, FIDA, OMS, PMA y UNICEF. (2022). Versión resumida de el estado de la seguridad alimentaria y la nutrición en el mundo 2022. Adaptación de las políticas alimentarias y agrícolas para hacer las dietas saludables más asequibles. Roma, FAO. https://doi.org/10.4060/cc0640es

FAO. (2006). Guidelines for soil description, 6th edition. Food and Agriculture Organization of the United Nation, Rome. (WRB, 2014).

FAO. (2011). El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura. La gestión de los sistemas en situación de riesgo. In Mundi-Prensa Madrid.

FAO. (2021a). World Food and Agriculture - Statistical Yearbook 2021. Rome. https://doi.org/10.4060/cb4477en

FAO. (2021b). El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2021: Lograr que los sistemas agroalimentarios sean más resistentes a las perturbaciones y tensiones. El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2021.

FAO. (2022). Repercusiones del conflicto entre Ucrania y la Federación de Rusia en la seguridad alimentaria mundial y asuntos conexos en relación con el mandato de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). CL 170/4 Rev.1, Mayo de 2022

Fernandes, J.P., & Guiomar, N. (2017). Nature based solutions: the need to increase the knowledge on their potentialities and limits. Land Degradation and Development, 102, 99 – 107. https://doi.org/10.1002/ldr.2935

Fernández Hernández, A., Vega Humanes, M., & García-Ortiz Civantos, C. (2015). Compostado y aplicación de alperujo en olivar. Consejería de Agricultura, Pesca y Deporte de Andalucía.

Fernández-Lobato, L., García-Ruiz, R., Jurado, F., & Vera, D. (2021b). Life cycle assessment, C footprint and carbon balance of virgin olive oils production from traditional and intensive olive groves in southern Spain. Journal of Environmental Management, 293(February). https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112951

Fernández-Lobato, L., López-Sánchez, Y., Baccar, R., Fendri, M., & Vera, D. (2022). Life cycle assessment of the most representative virgin olive oil production systems in Tunisia. Sustainable Production and Consumption, 32, 908–923. https://doi.org/10.1016/j.spc.2022.06.002

Fernández-Lobato, L., López-Sánchez, Y., Blejman, G., Jurado, F., Moyano-Fuentes, J., & Vera, D. (2021a). Life cycle assessment of the Spanish virgin olive oil production: A case study for Andalusian region. Journal of Cleaner Production, 290, 125677. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125677

FiBL and IFOAM. (2022). The world of Organic Agriculture: Statistics and emerging trends. https://www.ifoam.bio/en%0Ahttps://shop.fibl.org/CHde/mwdownloads/download/link/id/1093/?ref=1

Fraga, H., & Santos, J.A. (2018). Vineyard mulching as a climate change adaptation measure: Future simulations for Alentejo, Portugal. Agricultural Systems, 164, 107-115. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.04.006

Fraga, H., Moriondo, M., Leolini, L., & Santos, J.A. (2021). Mediterranean olive orchards under climate change: a review of future impacts and adaptation strategies. Agronomy, 11, 56 – 71. https://doi.org/10.3390/agronomy11010056

Freibauer, A., Rounsevell, M. D. A., Smith, P., & Verhagen, J. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma, 122(1), 1–23. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.021

Friedlingstein, P., Jones, M. D., Pardalos, P. M., Liu, Y., Bakker, D. C. E., Hauck, J., Quéré, C. L., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S. R., Anthoni, P., Bates, N. R., Becker, M., Bellouin, N., . . . Zeng, J. (2022a). Global Carbon Budget 2021. Earth System Science Data, 14(4), 1917-2005. https://doi.org/10.5194/essd-14-1917-2022

Friedlingstein, P., Jones, M. D., Pardalos, P. M., Liu, Y., Hauck, J., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Quéré, C. L., Bakker, D. C. E., Peñuelas, J., Ciais, P., Jackson, R. B., Anthoni, P., Barbero, L., Bastos, A., Bastrikov, V., Becker, M., . . . Zaehle, S. (2019). Global Carbon Budget 2019. Earth System Science Data, 11(4), 1783-1838. https://doi.org/10.5194/essd-11-1783-2019

Friedlingstein, P., Pardalos, P. M., Jones, M. D., Liu, Y., Hauck, J., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Quéré, C. L., Peñuelas, J., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S. R., Aragão, L. E. O. C., Arneth, A., Arora, V. K., Bates, N. R., . . . Zaehle, S. (2020). Global Carbon Budget 2020. Earth System Science Data, 12(4), 3269-3340. https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020

Friedlingstein, P., Pardalos, P. M., Jones, M. W., Liu, Y., Gregor, L., Hauck, J., Quéré, C. L., Van Der Laan-Luijkx, I. T., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Schwingshackl, C., Sitch, S., Peñuelas, J., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S. R., Alkama, R., . . . Zheng, B. (2022b). Global Carbon Budget 2022. Earth System Science Data, 14(11), 4811-4900. https://doi.org/10.5194/essd-14-4811-2022

Fuss, S., Lamb, W. F., Callaghan, M., Hilaire, J., Creutzig, F., Amann, T., Beringer, T., De Oliveira Garcia, W., Hartmann, J., Khanna, T., Luderer, G., Nemet, G. F., Rogelj, J., Smith, P., Vicente, J., Wilcox, J., Del Mar Zamora Dominguez, M., & Minx, J. C. (2018). Negative emissions—Part 2: Costs, potentials and side effects. Environmental Research Letters, 13(6), 063002. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabf9f

Garosi, Y., Sheklabadi, M., Conoscenti, C., Pourghasemi, H.R., & Van Oost, K. (2019). Assessing the performace of GIS-based machine learning models with different accuracy measures for determining susceptibility to gully erosion. Science of the Total Environment 664, 1117-1132. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.093

Girardin, C. A. J., Jenkins, S. R., Seddon, N., Allen, M. R., Lewis, S. J., Wheeler, C. E., Griscom, B. W., & Malhi, Y. (2021). Nature based solutions can help cool the planet - if we act now. Nature, 593(7858), 191-194. https://doi.org/10.1038/d41586-021-01241-2

Gliessman, S. R., & Rosemeyer, M. E. (2009). The conversion to sustainable agriculture: Principles, processes, and practices. https://doi.org/10.5860/choice.47-6238

Gómez, J., Infante-Amate, J., de Molina, M., Vanwalleghem, T., Taguas, E., & Lorite, I. (2014). Olive cultivation, its impact on soil erosion and its progression into yield impacts in Southern Spain in the past as a key to a future of increasing climate uncertainty. Agriculture, 4(2), 170–198. https://doi.org/10.3390/agriculture4020170

Gómez, J.A., Battany, M., Renschler, C.S., & Fereres, E. (2003). Evaluating the impact of soil management on soil loss in olive orchards. Soil Use and Management 19, 127 – 134. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2003.tb00292.x

Gómez, J. A., Llewellyn, C., Basch, G., Sutton, P. B., Dyson, J. S., & Jones, C. A. (2011). The effects of cover crops and conventional tillage on soil and runoff loss in vineyards and olive groves in several Mediterranean countries. Soil Use and Management, 27(4), 502–514. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00367.x

Gómez, J. A. (2017). Sustainability using cover crops in mediterranean tree crops, olives and vines - Challenges and current knowledge. Hungarian Geographical Bulletin, 66, 13–28. https://doi.org/10.15201/hungeobull.66.1.2

Gómez, José 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-Muñoz, B., Hatch, D. J., Bol, R., & García-Ruiz, R. (2014). Nutrient dynamics during decomposition of the residues from a sown legume or ruderal plant cover in an olive oil orchard. Agriculture, Ecosystems and Environment, 184, 115–123. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.020

Gómez-Muñoz, B., Valero-Valenzuela, J. D., Hinojosa, M. B., & García-Ruiz, R. (2016). Management of tree pruning residues to improve soil organic carbon in olive groves. European Journal of Soil Biology, 74, 104–113. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2016.03.010

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

Govorčin, S., Sinković, T., & Sedlar, T. (2010). Dimensional stability of olive (Olea europaea L.) and teak (Tectona grandis L.). Drvna Industrija, 61(3), 169–173.

Greve, P., Gudmundsson, L., & Seneviratne, S.I. (2018). Regional scaling of annual mean precipitation and water avalaibility with global temperature change. Earth Systems Dynamic 9, 227-240. https://doi.org/10.5194/ESD-9-227-2018

Griscom, B. W., Adams, J. W., Ellis, P. M., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., Schlesinger, W. H., Shoch, D., Siikamäki, J., Smith, P., Woodbury, P. B., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J. S., Conant, R. T., Delgado, C. L., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M. R., . . . Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 114(44), 11645-11650. https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114

Gross, A., & Glaser, B. (2021). Meta-analysis on how manure application changes soil organic carbon storage. Scientific Reports, 11(1), 1–13. https://doi.org/10.1038/s41598-021-82739-7

Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., Bruni, E., Caliman, J. P., Cardinael, R., Chen, S., Ciais, P., Desbois, D., Fouche, J., Frank, S., Henault, C., Lugato, E., Naipal, V., Nesme, T., Obersteiner, M., … Zhou, F. (2021). Can N_2O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? Global Change Biology, 27(2), 237–256. https://doi.org/10.1111/gcb.15342

Guerrero-Casado, J., Carpio, A. J., Prada, L. M., and Tortosa, F. S. (2015). The role of rabbit density and the diversity of weeds in the development of cover crops in olive groves. Spanish Journal of Agricultural Research, 13 (3), e03SC01. https://doi.org/10.5424/sjar/2015133-7022

Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., & Rydberg, T. (2011). Life cycle assessment: past, present, and future. Environmental science & technology, 45 1, 90-6. https://doi.org/10.1021/es101316v

Guzmán, G. I., & Alonso, A. M. (2008). A comparison of energy use in conventional and organic olive oil production in Spain. Agricultural Systems, 98(3), 167–176. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2008.06.004

Guzmán Casado, G., González de Molina, M., & Sevilla-Guzmán, E. (1999). Estilos de agricultura ecológica y bases teóricas de la agroecología. In Introducción a la agroecología como desarrollo rural sostenible (pp. 61–113). https://www.researchgate.net/publication/272127962_Introduccion_a_la_Agroecologia_como_Desarrollo_Rural_Sostenible

Hadjichambis, A. Ch. (2022). European green deal and environmental citizenship: two interrelated concepts. IREEC 2022. https://doi.org/10.3390/environsciproc2022014003

Hao, X., Chang, C., Travis, G. R., & Zhang, F. (2003). Soil carbon and nitrogen response to 25 annual cattle manure applications. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 166(2), 239–245. https://doi.org/10.1002/jpln.200390035

Hènin, S, M. & Dupuis, M., (1945). Essai de bilan de la matière organique du sol. Dudod.

Henry, G. M., Hoyle, J. A., Beck, L. L., Cooper, T., Montague, T., & McKenney, C. (2015). Evaluation of mulch and preemergence herbicide combinations for weed control in high-density olive (Olea europaea l.) production. HortScience, 50(9), 1338–1341. https://doi.org/10.21273/hortsci.50.9.1338

Hobley, E., Wilson, B., Wilkie, A., Gray, J., & Koen, T. (2015). Drivers of soil organic carbon storage and vertical distribution in Eastern Australia. Plant and Soil, 390(1–2), 111–127. https://doi.org/10.1007/s11104-015-2380-1

Hutchinson, J. J., Campbell, C. A., & Desjardins, R. L. (2007). Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. Agricultural and Forest Meteorology, 142(2–4), 288–302. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.03.030

IEA. (2004). Energy statistics manual. International Energy Agency (Ed.). OECD Publishing, Paris.

Ilarioni, L., Nasini, L., Brunori, A., & Proietti, P. (2013). Experimental measurement of the biomass of Olea europaea L. African Journal of Biotechnology, 12, 1216-1222. https://doi.org/10.5897/AJB12.2682

IPCC. (2006). Metodologías genéricas aplicables a múltiples directrices del IPCC 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 4 Agricultura, Silvicultura y Otros Usos de La Tierra., 1–66. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/4_Volume4/V4_02_Ch2_Generic.pdf

IPCC. (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II, and III on the Fifth Assessment Report on the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

IPCC. (2018). Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate.

IPCC. (2019). Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification and land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.

Jackson, R. B., Canadell, J., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E., & Schulze, E. D. (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. Oecologia, 108(3), 389–411. https://doi.org/10.1007/BF00333714

Jebari, A., Álvaro-Fuentes, J., Pardo, G., Almagro, M., & Del Prado, A. (2021). Estimating soil organic carbon changes in managed temperate moist grasslands with RothC. PLOS ONE, 16(8 August), 1–23. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256219

Jebari, A., del Prado, A., Pardo, G., Rodríguez Martín, J. A., & Álvaro-Fuentes, J. (2018). Modeling regional effects of climate change on soil organic carbon in Spain. Journal of Environmental Quality, 47(4), 644–653. https://doi.org/10.2134/jeq2017.07.0294

Junta de Andalucía (2005). Mapa Litológico de Andalucía Escala 1:400.000. Conserjería de Industria, Comercio y Turismo, Junta de Andalucía. Sevilla. https://portalrediam.cica.es/descargas?path=%2F04_RECURSOS_NATURALES%2F02_GEODIVERSIDAD%2F02_GEOLOGIA

Junta de Andalucía (2009a). Olivar sostenible. http://www.ias.csic.es/sostenibilidad_olivar/BPA_2009/BPA_VF_Jan2010.pdf

Junta de Andalucía (2009b). Análisis de la incidencia de la supresión de la quema de residuos agrícolas sobre la reducción de emisiones de gases contaminantes en Andalucía. https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/gei_dic_09-quema.pdf

Junta de Andalucía (2015). Plan director del olivar andaluz. Conserjería de agricultura, pesca y desarrollo rural, Junta de Andalucía. Sevilla, 2015. 268 pp.

Junta de Andalucía (2021). Inventario de emisiones a la atmósfera de la Comunidad Autónoma de Andalucía. Serie 2003-2019. Junta de Andalucía. Sevilla, 2021. 268 pp.

Kätterer, T., Bolinder, M. A., Andrén, O., Kirchmann, H., & Menichetti, L. (2011). Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agriculture, Ecosystems and Environment, 141(1–2), 184–192. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.029

Kazmer, M. M., & Xie, B. (2008). Playing with the media, playing with the method. Information, Communication, & Society, 11(2), 257–278. http://doi.org/10.1080/13691180801946333

Koch, P., & Salou, T. (2015). AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.2. March 2015. Ed ADEME. Angers. France. 385 p

Köninger, J., Lugato, E., Panagos, P., Kochupillai, M., Orgiazzi, A., & Briones, M. J. I. (2021). Manure management and soil biodiversity: Towards more sustainable food systems in the EU. Agricultural Systems, 194(August). https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103251

Koroleff, F. (1969). Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. International Council for the Exploration of the Sea (ICES), C.M. Interlap. Rep. (3):19-22

Lal, R., Horn, R., & Kokasi, T. (2018). Soils and sustainable development goals, Geoecology Essays. Catena, Sturtgard

Lal, R. (2004). Carbon emission from farm operations. Environment International, 30(7), 981–990. https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.03.005

Lal, R. (2008). Carbon sequestration. Philosophical transactions of the royal society: Biological Sciences, 363(1492), 815–830. https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185

Lardo, E., Fiore, A., Quinto, G. A., Dichio, B., & Xiloyannis, C. (2018). Climate change mitigation role of orchard agroecosystems: Case studies in southern Italy. Acta Horticulturae, 1216(October), 13–17. https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2018.1216.2

Lawrence, L., Bicudo, J. R., & Wheeler, E. (2003). Horse manure characteristics literature and database review. Pp.277-284 in the Ninth International Animal, Agricultural and Food Processing Wastes Proceedings of the 12-15 October 2003 Symposium (Research Triangle Park, North Carolina USA), Publication Date 12 October 2003. https://doi.org/ 10.13031/2013.15262

Lefévre, C., Rekik, F., V, A., & Wiese, L. (2017). Carbono orgánico del suelo. www.fao.org/publications

Lesschen, J. P., Velthof, G. L., De Vries, W., & Kros, J. (2011). Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. Environmental Pollution, 159(11), 3215–3222. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.001

Ley 7/2021, de 20 de mayo, de cambio climático y transición energética. https://www.boe.es/boe/dias/2021/05/21/pdfs/BOE-A-2021-8447.pdf

López-Bellido, P. J., López-Bellido, L., Fernández-García, P., Muñoz-Romero, V., & López-Bellido, F. J. (2016). Assessment of carbon sequestration and the carbon footprint in olive groves in Southern Spain. Carbon Management, 7(3–4), 161–170. https://doi.org/10.1080/17583004.2016.1213126

López-Bellido Garrido, P. J. (2017). Balance y huella de carbono en plantaciones de olivar en el sur de España. Córdoba, España: Universidad de Córdoba. [Tesis Doctoral].

López-Luengo, M.T. (2006). El olivo, propiedades terapéuticas. Offarm 25 (11), 56-59.

Loranger, G., Ponge, J. F., Imbert, D., & Lavelle, P. (2002). Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: Influence of litter quality. Biology and Fertility of Soils, 35(4), 247–252. https://doi.org/10.1007/s00374-002-0467-3

Lozano-García, B., & Parras-Alcántara, L. (2013). Short-term effects of olive mill by-products on soil organic carbon, total N, C: N ratio and stratification ratios in a Mediterranean olive grove. Agriculture, Ecosystems and Environment, 165, 68–73. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.12.007

Luque Zuñiga, B. G., Moreno Salazar Calderon, K. A. B., & Lanchipa Ale, T. M. (2021). Impactos del COVID-19 en la agricultura y la seguridad alimentaria. Centro Agrícola, 48(1), 72–82. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0253-57852021000100072&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Lutz, W., Sanderson, W., & Scherbov, S. (1997). Doubling of world population unlikely. Nature, 387(6635), 803–805. https://doi.org/10.1038/42935

Ma, S., He, F., Tian, D., Zou, D., Yan, Z., Yang, Y., Zhou, T., Huang, K., Shen, H., & Fang, J. (2018). Variations and determinants of carbon content in plants: a global synthesis. Biogeosciences, 15(3), 693–702. https://doi.org/10.5194/bg-15-693-2018

Macháč, J., Trantinová, M., & Zaňková, L. (2020). Externalities in agriculture: How to include their monetary value in decision-making?. International Journal of Environmental Science and Technology, 18, 3-20. https://doi.org/10.1007/s13762-020-02752-7

Mairech, H., López-Bernal, Á., Moriondo, M., Dibari, C., Regni, L., Proietti, P., Villalobos, F. J., & Testi, L. (2020). Is new olive farming sustainable? A spatial comparison of productive and environmental performances between traditional and new olive orchards with the model OliveCan. Agricultural Systems, 181(August 2019), 102816. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102816

MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2020a). Olivar-Aceite de Oliva Virgen: Análisis provincial de la producción según clases, 2020. https://www.mapa.gob.es/estadistica/pags/anuario/2021/TABLAS%20PDF/CAPITULO 07/pdfc7_7.12.3.2.pdf

MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2020b). Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos. https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/totalespanayccaa2020_tcm30-553610.pdf

MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2021). Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivo, Resultados 2021. https://cpage.mpr.gob.es

MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2022a). Nota aclaratoria sobre la aplicación de los eco regímenes PAC 2023-27. 23/09/2022.

MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2022b). Balance del sector del olivar en España. Campaña 2021-22. https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/estadisticas/balanceprovisional2021-22_febrero23_tcm30-644453.pdf

MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2022c). El plan estratégico de la PAC de España (2023-2027).

MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2023). Balance del sector del olivar en España. Campaña 2022-23. https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-agricolas/balanceestimacion2022-23_febrero23_tcm30-644454.pdf

MAPAMA, Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. (2017). Corrección del efecto de erosión localizada en el extremo Oeste de la segunda playa del Sardinero. T.M. de Santander (Cantabria). Huella de carbono de la fase obra. https://www.miteco.gob.es/images/es/huelladecarbono_tcm30-425550.pdf

Márquez-García, F., González-Sánchez, E. J., Castro-García, S., & Ordoñez-Fernández, R. (2013). Improvement of soil carbon sink by cover crops in olive orchards under semiarid conditions. Influence of the type of soil and weed. Spanish Journal of Agricultural Research, 11(2), 335–346. https://doi.org/10.5424/sjar/2013112-3558

Martínez, J. D. S., & Almonacid, A. G. (2017). Sobre la diversidad del olivar andaluz: del territorio al paisaje (El caso de la provincia de Jaén). Estudios Geográficos, 78(283), 523–551. https://doi.org/10.3989/estgeogr.201718

Martínez-Núñez, C., Rey, P. J., Salido, T., Manzaneda, A. J., Camacho, F. M., & Isla, J. (2021). Ant community potential for pest control in olive groves: Management and landscape effects. Agriculture, Ecosystems and Environment, 305(October 2020). https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107185

Martínez-Valderrama, J., Guirado, E., & Maestre, F. T. (2020). Unraveling misunderstandings about desertification: The paradoxical case of the Tabernas-Sorbas basin in Southeast Spain. Land, 9(8). https://doi.org/10.3390/LAND9080269

Mateos, F., & Rodríguez, S. (2012). Estudio de prospectiva consumo energético en el sector del agua. Instituto de diversificación y ahorro de la energía (IDAE). Ministerio de Industria, Energía y Turismo. https://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_Estudio_de_prospectiva_Consumo_Energetico_en_el_sector_del_agua_2010_020f8db6.pdf

Mathew, I., Shimelis, H., Mutema, M., & Chaplot, V. (2017). What crop type for atmospheric carbon sequestration: Results from a global data analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment, 243(November), 34–46. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.008

Matt, D., Rembialkowska, E., Luik, A., Peetsmann, E., Pehme, S., Han, X. Y., Huang, Q. C., Li, W. F., Jiang, J. F., Xu, Z. R., Sang, Y., & Blecha, F. (2011). Quality of organic vs. conventional food and effects on health (Vol. 4, Issue 1).

McDonald, H., Frelih-Larsen, A., Lóránt, A., Duin, L., Pyndt Andersen, S., Costa, G., & Bradley, H. (2021). Carbon farming – Making agriculture fit for 2030, Study for the committee on Environment, Public Health and Food Safety (ENVI), Policy Department for Economic, Scientific and Quality of Life Policies, European Parliament, Luxembourg.

Médiène, S., Valantin-Morison, M., Sarthou, J. P., De Tourdonnet, S., Gosme, M., Bertrand, M., Roger-Estrade, J., Aubertot, J. N., Rusch, A., Motisi, N., Pelosi, C., & Doré, T. (2011). Agroecosystem management and biotic interactions: A review. Agronomy for Sustainable Development, 31(3), 491–514. https://doi.org/10.1007/s13593-011-0009-1

Michalopoulos, G. K., Kasapi, K., Koubouris, G., Psarras, G. C., Arampatzis, G., Hatzigiannakis, E., Kavvadias, V., Xiloyannis, C., Montanaro, G., Malliaraki, S., Angelaki, A., Manolaraki, C., Giakoumaki, G., Reppas, S., Kourgialas, N. N., & Kokkinos, G. (2020). Adaptation of mediterranean olive groves to climate change through sustainable cultivation practices. Climate, 8(4), 54. https://doi.org/10.3390/cli8040054

Minasny, B., Malone, B. P., McBratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z. S., Cheng, K., Das, B. S., Field, D. J., Gimona, A., Hedley, C. B., Hong, S. Y., Mandal, B., Marchant, B. P., Martin, M., McConkey, B. G., Mulder, V. L., Winowiecki, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. Geoderma, 292, 59–86. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002

MITECO, Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico. (2020). Plan nacional integrado de energía y clima (PNIEC) 2020 – 2030.

Molina, J. A. E., Clapp, C. E., & Larson, W. E. (1980). Potentially mineralizable nitrogen in soil: the simple exponential model does not apply for the first 12 weeks of incubation. Soil Science Society of America Journal, 44(2), 442–. https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400020054

Montanaro, G., Amato, D., Briglia, N., Russo, C., & Nuzzo, V. (2021). Carbon fluxes in sustainable tree crops: Field, ecosystem and global dimension. Sustainability (Switzerland), 13(16), 1–14. https://doi.org/10.3390/su13168750

Montanaro, G., Celano, G., Dichio, B. and Xiloyannis, C. (2010), Effects of soil-protecting agricultural practices on soil organic carbon and productivity in fruit tree orchards. Land Degradation and Development., 21: 132-138. https://doi.org/10.1002/ldr.917

Montemurro, F., Ferri, D., Fiore, A., & Diacono, M. (2014). Suitability of untreated and composted olive mill by-products as amendments in organic olive orchards. Compost Science and Utilization, 22(4), 216–229. https://doi.org/10.1080/1065657X.2014.930676

Moore, I. A. N. D., & Burch, G. J. (1986). Division S-6—Soil and water management and conservation. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. Soil Conservation, 50(1986), 1294–1298.

Munier-Jolain, N. G., & Salon, C. (2005). Are the carbon costs of seed production related to the quantitative and qualitative performance? An appraisal for legumes and other crops. Plant, Cell and Environment, 28 (11), 1388–1395. https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2005.01371.x

Nemecek, T., & Kägi, T. (2007). Life cycle inventories of agricultural production systems data, v2.0 Ecoinvent report No. 15. Zürich, Switzerland. 46 pp.

Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Nature, 520(7545), 45–50. https://doi.org/10.1038/nature14324

Newton, P., Civita, N., Frankel-Goldwater, L., Bartel, K., & Johns, C. (2020). What is regenerative agriculture? Review of scholar and practitioner definitions based on processes and outcomes. Frontiers in Sustainable Food Systems 4, 577723. https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.577723

Nieto, O. M., Castro, J., Fernández, E., & Smith, P. (2010). Simulation of soil organic carbon stocks in a Mediterranean olive grove under different soil-management systems using the RothC model. Soil Use and Management, 26(2), 118–125. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00265.x

Oltmann, S. M. (2016). Qualitative interviews: A methodological discussion of the interviewer and respondent contexts. Forum Qualitative Sozialforschung, 17(2). https://uknowledge.uky.edu/slis_facpub/32

ONU, United Nations. (2017). World population prospects: The 2017 Revision. UN, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, NY.

Orden ITC/3801/2008. (2008). De 26 de diciembre, por la que se revisan las tarifas eléctricas a partir del 1 de enero de 2009. Boletín Oficial Del Estado, 315, 52672–52685.

Ozturk, T., Ceber, Z.P., Türkes, M., & Kurnaz, M.L. (2015). Projections of climate change in the Mediterranean Basin by using downscaled. International Journal of Climatology. 35, 4276-4292. https://doi.org/10.1002/joc.4285

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Van der Zanden, E.M., Poesen, J & Alewell, C. (2015). Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. Environmental Science & Policy. 51, 23-34. https://doi.org/10.1016/J.ENVSCI.2015.03.012

Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P., & Alewell, C. (2014). Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. Science of the Total Environment, 479–480(1), 189–200. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.010

Panagos, P., Standardi, G., Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., & Bosello, F. (2018). Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. Land Degradation and Development, 29(3), 471–484. https://doi.org/10.1002/ldr.2879

Parras Rosa, M., Mozas Moral, A., Martínez Gutiérrez, Á., Vilar Hernández, J., Salcedo Gutiérrez, M., Vega Zamora, M., Moral Pajares, E., Lanzas Molina, J. R., Torres Ruiz, F. J., Marano Marcolini, C., Barreda Tarrazona, R., Bernal Jurado, Enrique, Fernández Uclés, D., & Medina Viruel, M. (2022). Informe anual de conyuntura del sector oleícola. Caja Rural de Jaén. 222 pp.

Pathak, M., Slade, R., Shukla, P.R., Skea, J., Pichs-Madrugada, R., & Ürge-Vorsatz, D. (2022). Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Shukla et al., Eds). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA.

Pattara, C., Russo, C., Antrodicchia, V., & Cichelli, A. (2017). Carbon footprint as an instrument for enhancing food quality: overview of the wine, olive oil and cereals sectors. Journal of the Science of Food and Agriculture, 97(2), 396–410. https://doi.org/10.1002/jsfa.7911

Pattara, C., Salomone, R., & Cichelli, A. (2016). Carbon footprint of extra virgin olive oil: a comparative and driver analysis of different production processes in Centre Italy. Journal of Cleaner Production, 127, 533–547. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.152

Peña-Barragán, J.M., Jurado-Expósito, M., López-Granados, F., Atenciano, S., Orden, M.S., García-Ferrer, A., & Garcia-Torres, L. (2004). Assessing land-use in olive groves from aerial photographs. Agriculture, Ecosystems and Environment, 103, 117-122. https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.10.014

Peters, G. P. (2010). Carbon footprints and embodied carbon at multiple scales. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2(4), 245–250. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.05.004

Poeplau, C. (2016). Estimating root: shoot ratio and soil carbon inputs in temperate grasslands with the RothC model. Plant and Soil, 407(1–2), 293–305. https://doi.org/10.1007/s11104-016-3017-8

Poore, J., & Nemecek, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. Science, 360(6392), 987–992. https://doi.org/10.1126/science.aaq0216

Poulton, P., Johnston, J., Macdonald, A., White, R., & Powlson, D. (2018). Major limitations to achieving "4 per 1000" increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. Global Change Biology, 24(6), 2563–2584. https://doi.org/10.1111/gcb.14066

Proietti, P., Sdringola, P., Brunori, A., Ilarioni, L., Nasini, L., Regni, L., Pelleri, F., Desideri, U., & Proietti, S. (2016). Assessment of carbon balance in intensive and extensive tree cultivation systems for oak, olive, poplar and walnut plantation. Journal of Cleaner Production, 112, 2613–2624. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.009

Proietti, S., Sdringola, P., Desideri, U., Zepparelli, F., Brunori, A., Ilarioni, L., Nasini, L., Regni, L., & Proietti, P. (2014). Carbon footprint of an olive tree grove. Applied Energy, 127, 115–124. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.04.019

Proietti, S., Sdringola, P., Regni, L., Evangelisti, N., Brunori, A., Ilarioni, L., Nasini, L., & Proietti, P. (2017). Extra Virgin Olive oil as carbon negative product: Experimental analysis and validation of results. Journal of Cleaner Production, 166, 550–562. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.230

Prosdocimi, M., Tarolli, P., & Cerdà, A. (2016). Mulching practices for reducing soil water erosion: A review. Earth-Science Reviews, 161, 191–203. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.006

Quéré, C. L., Liu, Y., Friedlingstein, P., Sitch, S., Hauck, J., Pongratz, J., Pickers, P. A., Korsbakken, J. I., Peters, G. P., Peñuelas, J., Arneth, A., Arora, V. K., Barbero, L., Bastos, A., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L., Ciais, P., Doney, S. C., . . . Zheng, B. (2018). Global carbon budget 2018. Earth System Science Data, 10(4), 2141-2194. https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018

Quéré, C. L., Liu, Y., Friedlingstein, P., Sitch, S., Pongratz, J., Manning, A. J., Korsbakken, J. I., Peters, G. P., Peñuelas, J., Jackson, R. B., Boden, T. A., Tans, P. P., Andrews, O., Arora, V. K., Bakker, D. C. E., Barbero, L., Becker, M., Betts, R., Bopp, L., . . . Zhu, D. (2017). Global carbon budget 2017. Earth System Science Data, 10(1), 405-448. https://doi.org/10.5194/essd-10-405-2018

Quéré, C. L., Liu, Y., Peñuelas, J., Sitch, S., Korsbakken, J. I., Peters, G. P., Manning, A. J., Boden, T. A., Tans, P. P., Houghton, R. A., Keeling, R. F., Alin, S. R., Andrews, O., Anthoni, P., Barbero, L., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L., Ciais, P., . . . Zaehle, S. (2016). Global carbon budget 2016. Earth System Science Data, 8(2), 605-649. https://doi.org/10.5194/essd-8-605-2016

Quéré, C. L., Moriarty, R., Liu, Y., Peters, G. P., Ciais, P., Friedlingstein, P., Jones, S., Sitch, S., Tans, P. P., Arneth, A., Boden, T., Bopp, L., Bozec, Y., Peñuelas, J., Chini, L., Chevallier, F., Cosca, C., Harris, I., Hoppema, M., . . . Zeng, N. (2015). Global carbon budget 2014. Earth System Science Data, 7(1), 47-85. https://doi.org/10.5194/essd-7-47-2015

Quéré, C. L., Peters, G. P., Andres, R. J., Liu, Y., Boden, T., Ciais, P., Friedlingstein, P., Houghton, R. A., Marland, G., Moriarty, R., Sitch, S., Tans, P. P., Arneth, A., Arvanitis, A., Bakker, D. C. E., Bopp, L., Peñuelas, J., Chini, L., Doney, S. C., . . . Zaehle, S. (2014). Global carbon budget 2013. Earth System Science Data, 6(1), 235-263. https://doi.org/10.5194/essd-6-235-2014

Rajaeifar, M. A., Akram, A., Ghobadian, B., Rafiee, S., & Heidari, M. D. (2014). Energy-economic life cycle assessment (LCA) and greenhouse gas emissions analysis of olive oil production in Iran. Energy, 66, 139–149. https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.12.059

Rawls, W.J., Brakensiek, C.L., & Saxton, K.E. (1982). Estimation of soil water properties. American Society of Agricultural Engineers Transactions of the ASAE, 25, 1316-1320.

Real Decreto 1049/2022, de 27 de diciembre, por el que se establecen las normas para aplicación de la condicionalidad reforzada y de la condicionalidad social que deben cumplir las personas beneficiarias de las ayudas en el marco de la PAC, que reciben pagos directos, deteminados pagos anuales de desarrollo rural y del Programa de Opciones Específicas por la Lejanía y la Insularidad (POSEI).

Real Decreto 1051/2022, de 27 de diciembre, por el que se establecen normas para la nutrición sostenible en suelos agrícolas.

Regni, L., Nasini, L., Ilarioni, L., Brunori, A., Massaccesi, L., Agnelli, A., & Proietti, P. (2017). Long term amendment with fresh and composted solid olive mill waste on olive grove affects carbon sequestration by prunings, fruits, and soil. Frontiers in Plant Science, 7(January), 1–9. https://doi.org/10.3389/fpls.2016.02042

Regulation (EU) 2018/841 of the European Parliament and of the Council, of May 30, 2018. Inclusion of greenhouse gas emissions and removals resulting from land use, land use change and the Forestry under the Framework for Climate and Energy Action to 2030 and amending Regulation (EU) No 525/2013 and Decision No 529/2013/EU.

Regulation (EU) 2021/1119 of the European parliament and of the council, of 30 June 2021. Establishing the framework for achieving climate neutrality and amending regulations (EC) Nº 401/2009 and (EU) 2018/1999 ("European Climate Law").

Regulation (EU) 2021/2115 of the European Parliament and of the Council of 2 December 2021 establishing rules on support for strategic plans to be drawn up by Member States under the common agricultural policy (CAP Strategic Plans) and financed by the European Agricultural Guarantee Fund (EAGF) and by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) and repealing Regulations (EU) No 1305/2013 and (EU) No 1307/2013.

Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K. & Yoder, D.C. (1997). Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). US Department of Agriculture, Washington, D. (n.d.). Predicting Soil Erosion.

Repullo, M. A., Carbonell, R., Hidalgo, J., Rodríguez-Lizana, A., & Ordóñez, R. (2012). Using olive pruning residues to cover soil and improve fertility. Soil and Tillage Research, 124, 36–46. https://doi.org/10.1016/j.still.2012.04.003

Rey, P. J., Camacho, F. M., Tarifa, R., Martínez-Núñez, C., Salido, T., Pérez, A. J., & García, D. (2021). Persistence of seed dispersal in agroecosystems: effects of landscape modification and intensive soil management practices in avian frugivores, frugivory and seed deposition in olive croplands. Frontiers in Ecology and Evolution, 9(December). https://doi.org/10.3389/fevo.2021.782462

Rey, P. J., Manzaneda, A. J., Valera, F., Alcántara, J. M., Tarifa, R., Isla, J., Molina-Pardo, J. L., Calvo, G., Salido, T., Gutiérrez, J. E., & Ruiz, C. (2019). Landscape-moderated biodiversity effects of ground herb cover in olive groves: Implications for regional biodiversity conservation. Agriculture, Ecosystems and Environment, 277(March), 61–73. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.03.007

RIA (Red de información agroclimática de Andalucía) (2021). Precipitación [Data file]. https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/riaweb/web/inicio_estaciones.

Rinaldi, S., Barbanera, M., & Lascaro, E. (2014). Assessment of carbon footprint and energy performance of the extra virgin olive oil chain in Umbria, Italy. Science of the Total Environment, 482–483(1), 71–79. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.104

Ritchie, H., & Roser, M. (2022) - "Environmental impacts of food production". Published online at OurWorldInData.org. https://ourworldindata.org/environmental-impacts-of-food

Rodríguez, M.F., Florentino, A., Gallardo, J., & García, R.A. (2004). Sistemas de información geográfica en la evaluación de la erosión hídrica en Badajoz aplicando la metodología USLE. Agronomía Tropical, 54(4), 391-410. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0002-192X2004000400003&lng=en&tlng=es.

Rodríguez Cohard, J.C., Sánchez Martínez, J.D., Garrido Almonacid, A. (2020). Strategic responses of the European olive-growing territories to the challenge of globalization, European Planning studies, 28 (11), 2261-2283. https://doi.org/10.1080/09654313.2020.1716691

Rodríguez-Lizana, A., Repullo-Ruibérriz de Torres, M. A., Carbonell-Bojollo, R., Alcántara, C., & Ordóñez-Fernández, R. (2018). Brachypodium distachyon, Sinapis alba, and controlled spontaneous vegetation as groundcovers: Soil protection and modeling decomposition. Agriculture, Ecosystems and Environment, 265(May), 62–72. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.012

Rodríguez Sousa, A. A., Barandica, J. M., Sanz-Cañada, J., & Rescia, A. J. (2019). Application of a dynamic model using agronomic and economic data to evaluate the sustainability of the olive grove landscape of Estepa (Andalusia, Spain). Landscape Ecology, 34(7), 1547–1563. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00773-3

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

Ruibérriz, M. A. R., Bojollo, R. M. C., Braña, C. A., Lizana, A. R., & Fernández, R. M. O. (2012). Carbon sequestration potential of residues of different types of cover crops in olive groves under Mediterranean climate. Spanish Journal of Agricultural Research, 10(3), 649–661. https://doi.org/10.5424/sjar/2012103-562-11

Rumpel, C., Amiraslani, 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. (2020). The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. A Journal of Environment and Society, 49(1), 350–360. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2

Salomone, R., Cappelletti, G.M., Malandrino, O., Mistretta, M., Neri, E., Nicoletti, G.M., Notarnicola, B., Pattara, C., Russo, & C., Saija, G. (2015). Life cycle assessment in the olive oil sector.

Sastre, B, Bienes, R., García-Díaz, A., & Cuevas, A. (2016). Incidencia de las cubiertas vegetales sobre la infiltración del agua de lluvia.

Sastre, Blanca, 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. Journal of Soils and Sediments, 17(3), 873–888. https://doi.org/10.1007/s11368-016-1589-9

Saxton, K. E., & Rawls, W. J. (2006). Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. Soil Science Society of America Journal, 70(5), 1569–1578. https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117

Schau, E.M., Palomino, J.A.P., Michalopoulos, G., & Russo, C. (2016). Product environmental footprint category rules for olive oil. Draft for 3rd Public Consultation Phase.

Schoenebeger, P., Wysocki, D.A., Benham, E.C., & Broderson, W.D. (2012). Field book for describing and sampling soils. NRCS, National Soil Survey Center, Lincoln, NE

SDSN-USA, Sustainable Development Solutions Network United State of America. (2021). United States Sustainable Development Report 2021. https://s3.amazonaws.com/sustainabledevelopment.report/2021/United+States+Sustainable+Development+Report+2021.pdf

Simelton, E., Carew-Reid, J., Coulier, M., Damen, B., Howell, J., Pottinger-Glass, C., Tran, H.V., & Van Der Meiren. M. (2021). NBS Framework for Agricultural Landscapes.

Frontiers in Environmental Science, 9, 678367. https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.678367

Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant and Soil 241, 155–176 (2002). https://doi.org/10.1023/A:1016125726789

Snelder, D. J., & Bryan, R. B. (1995). The use of rainfall simulation tests to assess the influence of vegetation density on soil loss on degraded rangelands in the Baringo District, Kenya. Catena, 25(1–4), 105–116. https://doi.org/10.1016/0341-8162(95)00003-B

Sofo, A., Nuzzo, V., Palese, A. M., Xiloyannis, C., Celano, G., Zukowskyj, P., & Dichio, B. (2005). Net CO_2 storage in mediterranean olive and peach orchards. Scientia Horticulturae, 107(1), 17–24. https://doi.org/10.1016/j.scienta.2005.06.001

Soltero, V. M., Román, L., Peralta, M. E., & Chacartegui, R. (2020). Sustainable biomass pellets using trunk wood from olive groves at the end of their life cycle. Energy Reports, 6, 2627–2640. https://doi.org/10.1016/j.egyr.2020.09.017

Sonneveld, B.G.J.S. Merbis, M.D. Alfarra, A. & Ünver, O. and Arnal, M.A. (2018). Nature-based solutions for agricultural water management and food security. FAO Land and Water Discussion Paper no. 12. Rome, FAO. 66 pp.

Spinelli, R., & Picchi, G. (2010). Industrial harvesting of olive tree pruning residue for energy biomass. Bioresource Technology, 101(2), 730–735. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.039

Stewart, C. E., Paustian, K., Conant, R. T., Plante, A. F., & Six, J. (2009). Soil carbon saturation: Implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations. Soil Biology and Biochemistry, 41(2), 357–366. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.11.011

Sunneveld, B.G.J.S. Merbis, M.D. Alfarra, A. & Ünver, O., Arnal, M.A. (2018). Nature based solutions for agricultural water management and food security. FAO Land and Water Discussion Paper no. 12. Rome, FAO. 66 pp.

Taguas, E. V., Marín-Moreno, V., Díez, C. M., Mateos, L., Barranco, D., Mesas-Carrascosa, F. J., Pérez, R., García-Ferrer, A., & Quero, J. L. (2021). Opportunities of super high-density olive orchard to improve soil quality: Management guidelines for application of pruning residues. Journal of Environmental Management, 293. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112785

Taguas, E. V., Vanderlinden, K., Pedrera-Parrilla, A., Giráldez, J. V., and Gómez, J. A. (2017). Spatial and temporal variability of spontaneous grass cover and its influence on sediment losses in an extensive olive orchard catchment. Catena 157, 58–66. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.017

Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S., & Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. Nature, 546(7656), 73–81. https://doi.org/10.1038/nature22900

Torres, J. A., García-fuentes, A., Ruiz, L., Siles, G., Valle Tendero, F., & Fernández Ondoño, E. (2016). Ganado ovino como herramienta para el control de la cubierta vegetal en el olivar ecológico: diversificación de la riqueza. Agroinforme, 60-63.

Torrús-Castillo, M., Domouso, P., Herrera-Rodríguez, J. M., Calero, J., & García-Ruiz, R. (2022). Aboveground carbon fixation and nutrient retention in temporary spontaneous cover crops in olive groves of Andalusia. Frontiers in Environmental Science, 10(June), 1–13. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.868410

Tsarouhas, P., Achillas, C., Aidonis, D., Folinas, D., & Maslis, V. (2015). Life cycle assessment of olive oil production in Greece. Journal of Cleaner Production, 93, 75–83. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.042

Tutua, S. S., Goh, K. M., & Daly, M. J. (2002). Decomposition and nitrogen release of understorey plant residues in biological and integrated apple orchards under field conditions in New Zealand. Biology and Fertility of Soils, 35(4), 277–287. https://doi.org/10.1007/s00374-002-0472-6

UNE, Asociación Española de Normalización (2006). Gestión Ambiental. Evaluación del ciclo de vida. Requisitos y directrices. UNE-EN ISO 14044:2006.

UNE, Asociación Española de Normalización (2018). Gases de efecto invernadero. Huella de carbono de productos. Requisitos y directrices para la cuantificación. UNE-EN ISO 14067:2018.

UNEP/EA, United Nations Environmental Assembly of the United Nations Environmental Programme / Environmental Agency. (2022). Nature-based solutions for supporting sustainable development. Resolution five, UNEP, Nairobi, 28 – 29 March 2022. 3 pp.

Urbano-Terrón, P. (1992). Tratado de fitotecnia general. Mundi-Prensa, Madrid.

USFRA, United States Farmers and Ranchers in Action. (2020). US Agriculture's Opportunities to Contribute to the Sustainable Development Goals.

Valero-Valenzuela, J., Gómez-Muñoz, B., & García-Ruiz, R. (2013). Potencial del secuestro de carbono en el olivar asociado a la gestión de la poda.

Vanwalleghem, T., Laguna, A., Giráldez, J. V., & Jiménez-Hornero, F. J. (2010). Applying a simple methodology to assess historical soil erosion in olive orchards. Geomorphology, 114(3), 294–302. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.07.010

Velázquez-Martí, B., Cortés, I. L., & Salazar-Hernández, D. M. (2014). Dendrometric analysis of olive trees for wood biomass quantification in Mediterranean orchards. Agroforestry Systems, 88(5), 755–765. https://doi.org/10.1007/s10457-014-9718-1

Velázquez-Martí, B., Fernández-González, E., López-Cortés, I., & Salazar-Hernández, D. M. (2011). Quantification of the residual biomass obtained from pruning of trees in Mediterranean olive groves. Biomass and Bioenergy, 35(7), 3208–3217. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.04.042

Vera, D., Jurado, F., Margaritis, N.K., & Grammelis, P. (2014). Experimental and Economic Study of a gasification plant fuelled with olive industry wastes. Energy for Sustainable Development 23: 247–257. https://doi.org/10.1016/J.ESD.2014.09.011

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. Agriculture, Ecosystems and Environment, 235, 204–214. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.024

Vicente-Vicente, J. L. (2017). Soil Organic Carbon Sequestration in Olive Groves of Andalusia: Effect of the Managements on Soil Organic Carbon Dynamics. Jaén, Spain: University of Jaén. [PhD Thesis].

Vilar, J., Caño, S. (2022). El cultivo permanente leñoso. Un estudio internacional de sus principales magnitudes y tendencia (1º Edición). MAPA, 2022. 71 pp.

Villalobos, F. J., Testi, L., Hidalgo, J., Pastor, M., & Orgaz, F. (2006). Modelling potential growth and yield of olive (Olea europaea L.) canopies. European Journal of Agronomy, 24(4), 296–303. https://doi.org/10.1016/j.eja.2005.10.008

Waskman Selman, A. (1936). Humus origin, chemical composition, and importance in nature. Soil Science, 41(5), 395. https://doi.org/10.1097/00010694-193605000-00010

Weiske, A., Vabitsch, A., Olesen, J.E., Schelde, K., Michel, J., Friedrich, R., & Kaltschmitt, M. (2006). Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. Agriculture, Ecosystems and Environment, 112, 221-232. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.023

WHCEQ, White House Council on Environmental Quality. (2022). Nature-Based Solutions Resource Guide. Washington DC, 43 pp.

Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., Van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H. J., & 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(November 2017), 149–162. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026

Wischmeier, W.H., & Smith, D.D. (1978). Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning. Agriculture Handbook 537, 58.

Zinn, Y. L., Lal, R., Bigham, J. M., & Resck, D. V. S. (2007). Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: Texture and Mineralogy. Soil Science Society of America Journal, 71(4), 1204–1214. https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0014

Zuazo, V. H. D., & Pleguezuelo, C. R. R. (2008). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. Agronomy for Sustainable Development, 28(1), 65–86. https://doi.org/10.1051/agro:2007062

ANEXOS

8 ANEXOS

Anexo 8.1. Encuesta resumida realizada a los olivicultores.

Nombre de la parcela				**Residuos agronómicos**	
Situación				Gestión de los restos de poda (indique si se incorpora en el suelo, se queman o son retirados por un gestor) (kg/ha)	
Polígono					
Parcela					
Coordenadas					
Describir parcela del SIGPAC					
Superficie total de la parcela				Transporte de la leña (potencia tractor, capacidad del remolque y distancia)	
Hectáreas totales en producción					
Hectáreas con olivar					
Número de olivos por hectárea					
Número de pies por árbol					
				Recolección (completar información en apartado labores)	
Marco de plantación		**Anterior manejo (indique el año y si ha observado diferencias entre el manejo actual con respecto al anterior manejo)**		Fecha realización campaña	
Número de años con el manejo actual				Variedad de aceituna	
Producción última campaña (kg/ha)					
Rendimiento (%)				Media de las dos últimas campañas	
Humedad de la aceituna (%)					
Fecha de plantación (edad de los olivos)					
Irrigación	**SI**		**NO**	Número de personas dedicadas en la recolección y jornada de trabajo por trabajador (h)	
Sistema de irrigación (goteo, aspersión…)					
Consumo de agua de riego	**Cantidad (L/ha)**				
De lluvia				Tiempo aprox. dedicado por árbol o destinado para la recolección (Especificar)	
De pozo					
Red pública					
Otros					
				Maquinaria para la recogida	
Pendiente promedio del terreno				Método de recogida cosecha	
Implementación de cubierta vegetal. Indique el tiempo que lleva implantada, tipo (sembrada, espontánea o mixta) y especie	**SI (Tiempo)**	**Anchura banda cubierta**	**Tipo y especie**	Carburantes (L/ha)	
	NO			Transporte de las aceitunas a la almazara (potencia tractor, capacidad del remolque y distancia a la almazara; indique localización almazara)	
¿Se ha analizado análisis de suelo?	**SI**	**NO**	***Si ha contestado sí, envíe el fichero del análisis.***		
¿Se ha realizado análisis foliares?	**SI**	**NO**	***Si ha contestado sí, envíe el fichero del análisis.***		
Ganado	**SI**	**NO**	**Tipo**	**Número de cabezas**	

Operaciones de cultivo					
LABORES *Ejemplos:*	**Labor y nº de personas implicadas**	**Maquinaria (modelo, marca y potencia) y nº de herramientas**	**Tipo y consumo combustible (L)**	**Tiempo invertido en la labor (h/ha)**	**Frecuencia (nº veces/año)**
Manejo del suelo: grada de discos/púas/cultivador/conquilde/etc.					
Mantenimiento de la cubierta vegetal: desbroce manual/desbrozadora de martillos/aplicación de herbicida/etc.					
Labores de poda: poda con motosierras/amontonado del ramón/recogida de la leña/triturado de la poda/desvareto/transporte de la leña/etc.					
Labores de fertilización-fitosanitarios: atomizador/abonadora/remolque esparcidor/transporte del estiércol, hojín y alperujo/transporte fertilizantes y fitosanitarios/etc.					
Recolección: tractores/buggy/ATV/peines/sopladoras/vibradoras/paraguas/cajón recogemantos/etc.					

Aporte de productos para la cosecha	Nombre del producto y marca	Cantidad empleada anual (kg o L)	Distribución (lugar de aplicación: suelo, árbol, hoja…)	Modo de aplicación (modelo/marca)	Tipo de combustible y consumo por árbol o hectárea	Lugar de compra del material	Distancia desde el origen a la finca (km) [Si es conocedor de ello]
				Completar información en apartado labores			
Fertilizantes sintéticos							
Fertilizantes orgánicos							
Fitosanitarios							

Anexo 8.2. Entradas y salidas de carbono orgánico en las distintas parcelas de olivar necesarias para la determinación del balance de carbono.

A. Entradas y salidas de carbono orgánico en las parcelas de olivar ubicadas en Andalucía Oriental.

	Parámetros (t C ha^{-1})	JT-ECO	JT-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV1-CONV	PV2-ECO	PV2-CONV	DEI-ECO	DEI-CONV	CC-ECO	CC-CONV
ENTRADAS	Estructuras permanentes del olivo	0.21	0.30	0.50	0.45	0.21	0.29	0.43	0.70	0.36	0.42	0.50	0.24
	Cubierta vegetal (aérea y radicular)	0.91	0.00	4.18	0.00	2.75	0.00	2.18	0.00	2.05	0.00	2.69	0.00
	Restos de poda	0.12	0.87	0.68	0.93	0.87	0.87	1.15	0.63	0.46	0.66	1.35	0.87
	Leña	0.03	0.53	0.13	0.26	0.53	0.53	0.77	0.15	0.01	0.16	0.99	0.53
	Alperujo	0.25		1.04						0.83			
	Estiércol	0.13		0.12								0.02	
	Hojín (enmienda)			0.20		0.03							
	Hojas, ramas, flores y frutos caídos del olivo	0.97	0.97	0.97	0.97	0.97	0.97	0.97	0.97	0.96	0.97	0.97	0.97
	Hojas y ramitas caídas del olivo durante la recolección	0.08	0.04	0.05	0.05	0.04	0.04	0.05	0.05	0.05	0.07	0.04	0.07
	Otros fertilizantes orgánicos					0.04							
	Cosecha (fruto + hojín)	0.69	1.08	1.85	1.86	1.30	0.50	1.30	1.87	0.76	1.46	1.82	1.03
SALIDAS	Erosión	0.25	0.18	0.09	0.17	0.14	0.10	0.02	0.08	0.20	0.33	0.00	0.07
	Respiración del suelo	1.43	2.15	2.27	1.24	2.77	1.02	1.69	1.23	2.00	1.17	1.36	1.66
	Leña	0.03	0.53	0.13	0.26	0.53	0.53	0.77	0.15	0.01	0.16	0.99	0.53
	Restos de poda (quemados/cogeneración)		0.61									1.35	0.61
	Cosecha (fruto + hojín)	0.69	1.08	1.85	1.86	1.30	0.50	1.30	1.87	0.76	1.46	1.82	1.03

B. Entradas y salidas de carbono orgánico en las parcelas de olivar ubicadas en Andalucía Occidental.

	Parámetros (t C ha^{-1})	**MR-ECO**	**MR-CONV**	**CH-ECO**	**CH-CONV**	**GA-ECO**	**GA-CONV**	**CR-ECO**	**CR-CONV**	**PA-ECO**	**PA-CONV**	**IS-ECO**	**IS-CONV**
ENTRADAS	Estructuras permanentes del olivo	1.13	0.86	0.75	0.33	0.52	1.24	0.73	0.68	0.41	0.59	0.32	0.82
	Cubierta vegetal (aérea y radicular)	0.05	0.00	0.16	0.00	0.83	0.00	0.65	0.00	1.19	0.00	0.42	0.00
	Restos de poda	0.78	0.36	0.85	0.58	0.25	0.36	0.17	0.58	0.29	0.58	0.56	0.58
	Leña	0.25	0.05	0.16	0.16	0.11	0.05	0.01	0.16	0.16	0.16	0.09	0.16
	Alperujo												
	Estiércol				0.83	0.14			0.77				
	Hojín (enmienda)	0.03											
	Hojas. ramas. flores y frutos caídos del olivo	0.96	0.96	0.96	0.96	0.97	0.96	0.97	0.97	0.96	0.96	0.97	0.97
	Hojas y ramitas caídas del olivo durante la recolección	0.08	0.11	0.08	0.07	0.06	0.05	0.05	0.03	0.07	0.10	0.06	0.05
	Otros fertilizantes orgánicos										0.05		
	Cosecha (fruto + hojín)	2.30	1.78	1.23	1.14	0.97	1.21	0.82	1.13	2.21	1.27	0.99	0.91
SALIDAS	Erosión	0.01	0.02	0.02	0.18	0.01	0.03	0.04	0.24	0.03	0.09	0.06	0.18
	Respiración del suelo	1.88	2.23	1.66	1.77	1.49	1.77	1.29	1.36	1.59	1.30	1.31	3.79
	Leña	0.25	0.05	0.16	0.16	0.11	0.05	0.01	0.16	0.16	0.16	0.09	0.16
	Restos de poda (quemados/cogeneración)												0.40
	Cosecha (fruto + hojín)	2.30	1.78	1.23	1.14	0.97	1.21	0.82	1.13	2.21	1.27	0.99	0.91

Anexo 8.3. Inventario con todas las entradas requeridas en los distintos procesos considerados en la fase de campo; irrigación, manejo del suelo, mantenimiento de la cubierta vegetal, labores de poda, labores de fertilización y fitosanitarios, y recolección, para la determinación de las emisiones de CO_2 eq (datos obtenidos mediante encuesta/cuestionario o estimación).

Irrigación		DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO
Dotación	m^3/ha	0	1000	1000	1550	800	1500	0	0
Electricidad	kWh/ha	0	180	180	279	144	270	0	0

Irrigación		IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Dotación		0	250	0	650	4500	0	0	2800	0
Electricidad	kWh/ha	0	45	0	117	810	0	0	504	0

Manejo del suelo		DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO
Potencia tractor	CV				135				
Grada de discos	h/ha				1.2				
Frecuencia	Nº/año				1				
Combustible	L/ha				9.8				
Potencia tractor	CV				135				
Cultivador	h/ha				0.8				
Frecuencia	Nº/año				1				
Combustible	L/ha				18.6				
Potencia tractor	CV	120	70		135				
Grada de púas	h/ha	0.75	0.8		0.9				
Frecuencia	Nº/año	1	3		1				
Combustible	L/ha	5	3.75		4				
Potencia tractor	CV				135				
Rulear	h/ha				0.8				
Frecuencia	Nº/año				1				
Combustible	L/ha				6				
Potencia tractor	CV								
Conquilde	h/ha								
Frecuencia	Nº/año								
Combustible	L/ha								

Manejo del suelo		IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Potencia tractor	CV									
Grada de discos	h/ha									
Frecuencia	Nº/año									
Combustible	L/ha									
Potencia tractor	CV			110			130	115	120	120
Cultivador	h/ha			0.56			0.56	0.64	1	0.8
Frecuencia	Nº/año			1			3	1.5	1	1
Combustible	L/ha			10.61			12.54	12.7	20.67	16.7
Potencia tractor	CV							115		120
Grada de púas	h/ha							0.8		0.65
Frecuencia	Nº/año							1		1
Combustible	L/ha							3.75		4
Potencia tractor	CV			110			130			
Rulear	h/ha			0.75			0.8			
Frecuencia	Nº/año			1			1			
Combustible	L/ha			5.38			6.78			
Potencia tractor	CV			110					120	
Conquilde	h/ha			0.56					1	
Frecuencia	Nº/año			1					1	
Combustible	L/ha			10.61					20.67	

Mantenimiento de cubierta vegetal		DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO
Potencia tractor	CV	120	70	115		130	130		115
Desbroce con tractor	h/ha	1	1	1		1	1		1
Frecuencia	Nº/año	1.50	2	0.5		2	2		3
Combustible (diésel)	L/ha	25	12	10		12	12		9.38
Desbroce manual bajo copa	h/ha	1.3		6		3	3		
Frecuencia	Nº/año	1		1		2	2		
Número de herramientas	Nº/año	2		1		1	1		
Combustible (gasolina)	L/ha	1.6		1.5		1.5	1.5		
Potencia tractor	CV				135				
Aplicación herbicida	h/ha				0.9				
Frecuencia	Nº/año				2				
Combustible (diésel)	L/ha				8				

Mantenimiento de cubierta vegetal		IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Potencia tractor	CV	130	130		130	100		115		
Desbroce con tractor	h/ha	1	1		1	1.5		1.7		
Frecuencia	Nº/año	2	2		2	2		1		
Combustible (diésel)	L/ha	10.6	10.6		10.6	12.23		9.2		
Desbroce manual bajo copa	h/ha									
Frecuencia	Nº/año									
Número de herramientas	Nº/año									
Combustible (gasolina)	L/ha									
Potencia tractor	CV	130	110	110	130	130	115	120	72	120
Aplicación herbicida	h/ha	1	1	1	1	1	0.8	0.85	0.95	0.95
Frecuencia	Nº/año	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Combustible (diésel)	L/ha	8.48	7.18	7.18	8.48	8.48	6	6.66	4.46	7.44

Labores de poda		DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO
Poda	h/ha	3	9	6.5	3.9	5.4	5.4	3.5	4.93
Frecuencia	Nº/año	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Número herramientas	Nº	4	2	2	2	2	2	2	8
Combustible	L/ha		3	5	5.6	5	5	3.5	3.5
Electricidad	kWh/ha	7.96							
Amontonado del ramón	h/ha								
Frecuencia	Nº/año	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Potencia tractor	CV	120	200	200	135	130	130	100	115
Medio de recogida y capacidad del remolque	kg	Tractor principal (8000)	Todoterreno (750)	Todoterreno (750)	Tractor principal (10000)	Tractor principal (8000)	Tractor principal (8000)	Tractor principal (5000)	Tractor principal (8000)
Recogida de la leña	h/ha	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
Frecuencia	Nº/año	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Combustible	L/ha	14.68	24.47	24.47	16.52	15.9	15.9	12.23	14.07
Potencia tractor	CV	120	70	115	135	130	130	100	115
Triturado de la poda ligera	h/ha	0.2	0.5	0.5	0.5	0.64	0.64	0.5	0.78
Frecuencia	Nº/año	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Combustible	L/ha	7.5	8	8	10	10	11.5	3	7.36
Desvareto	h/ha	0.7	4.6	3	3.2	4.2	4.2		0.27
Frecuencia	Nº/año	1	1	1	1	1	1		1
Potencia tractor/todoterreno	CV	120	200	200	135	130	130		115
Transporte de la leña	h/ha	0.004	0.54	0.41	0.06	0.06	0.12	0.005	0.78
Leña transportada (peso húmedo)	kg/ha	30.71	425.43	336.33	668.44	1379.21	2026.89	75.59	2603.69
Capacidad remolque	kg	8000	750	750	10000	8000	8000	5000	8000
Distancia	km	11.8	11.8	11.3	11.4	4.50	8.7	4.2	30
Portes al día (ida y vuelta)	Nº	0.01	1.13	0.9	0.13	0.34	0.51	0.03	0.65
Distancia recorrida para 1 ha producida	km	0.09	13.39	10.13	1.52	1.55	2.89	0.13	19.53
Consumo	L/ha	0.04	6.02	4.56	0.69	0.7	1.30	0.06	8.79

Labores de poda		IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Poda	h/ha	4.93	4.93	4.93	4.93	2.5	6.5	4.3	4.3	4.94
Frecuencia	Nº/año	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Número herramientas	Nº	10	10	10	10	4	4	2	3	2
Combustible	L/ha	3.56	3.56		3.56	1.8	6.7	2.6	3	3.56
Electricidad	kWh/ha			17.06						
Amontonado del ramón	h/ha						2			
Frecuencia	Nº/año	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Potencia tractor	CV	200	200	200	200	200	200	200	200	200
Medio de recogida y capacidad del remolque	kg	Todoterreno (750)	Todoterreno (750)	Todoterreno (750)	Todoterreno (750)	Todoterreno (750)	Todoterreno (750)	Todoterreno (750)	Todoterreno (750)	Todoterreno (750)
Recogida de la leña	h/ha	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
Frecuencia	Nº/año	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Combustible	L/ha	24.47	24.47	24.47	24.47	24.47	24.47	24.47	24.47	24.47
Potencia tractor	CV	130	130	110	130	100	130	115	120	120
Triturado de la poda ligera	h/ha	0.78	0.78	0.78	0.78	2	0.78	0.9	1.5	1.5
Frecuencia	Nº/año	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Combustible	L/ha	8.32	8.32	6.73	8.32	7,00	8.32	8.44	14.68	14.68
Desvareto	h/ha	0.65	0.65	1.7	0.65	2	4	2.29	2.29	2.29
Frecuencia	Nº/año	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Potencia tractor/todoterreno	CV	200	200	200	200	200	200	200	200	200
Transporte de la leña	h/ha	0.1	0,27	0.28	0.44	0.34	0.32	0.23	0,09	0.38
Leña transportada (peso húmedo)	kg/ha	242.16	422.76	422.76	659.07	422.76	422.76	283.60	130.84	422.76
Capacidad remolque	kg	750	750	750	750	750	750	750	750	750
Distancia	km	3.8	5.9	6.2	6.3	7.6	7.2	7.7	6.8	8.5
Portes al día (ida y vuelta)	Nº	0.65	1.13	1.13	1.76	1.13	1.12	0.76	0.35	1.13
Distancia recorrida para 1 ha producida	km	2.45	6.65	6.99	11.07	8.57	8.12	5.82	2.37	9.58
Consumo	L/ha	1.10	2.99	3.15	4.98	3.56	3.65	2.62	1.07	4.31

Labores fertilización-fitosanitarios		DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO
Potencia tractor	CV	120	70	115	135	130	130	100	115
Atomizador	h/ha	0.25	0.43	1	1	0.65	0.65	0.66	1
Frecuencia	Nº/año	3	2	1	2	3	3	3	4
Capacidad	L	2500	2000	3000	2500	3200	3200	2000	3000
Dosis de caldo	L/ha	500	375	500	650	800	800	500	1000
Combustible	L/ha	1.96	1.96	7.50	8.81	5.51	5.51	4.28	7.5
Potencia tractor	CV				135		130		
Abonadora	h/ha				0.4		1		
Frecuencia	Nº				1		1		
Combustible	L/ha				3.52		8.48		
Potencia tractor	CV	120		115				100	
Remolque esparcidor	h/ha	0.3		1				0.5	
Frecuencia	Nº/año	0.33		1				1	
Dosis	kg/ha	12560		7125				2120	
Combustible	L/ha	10.5		10				4.08	
Potencia tractor	CV			115		130			
Pala cargadora	h/ha			1.2		1			
Frecuencia	Nº/año			1		0.5			
Combustible	L/ha			11.26		10.6			
Potencia tractor	CV							100	
Colocación de trampas de mosca (cuba con pistola)	h/ha							0.64	
Frecuencia	Nº/año							1	
Combustible	L/ha							5.30	
Potencia tractor	CV	120		115	135	130		100	
Transporte etiércol, hojas y alperujo	h/ha	0.63		0.08		0.03		0.04	
Cantidad de enmienda transportada	kg/ha	12568		7794.75		100		1728	
Capacidad remolque	kg/ha	8000		8000		750		5000	
Distancia	km	5		1		2,7		1.5	
Portes (ida y vuelta)	Nº	3.14		1.95		0.27		0.69	
Distancia recorrida para 1 ha producida	km	15.71		1.95		0.72		1.04	
Consumo	L/ha	7.07		0.88		0.32		0.47	

Labores fertilización-fitosanitarios (continuación)		DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO
Fertilizantes minerales-fitosanitarios									
N	kg N/ha	0.2	17.34	0	96.5	14.36	139.25	0	5.34
P	kg P/ha	0	6,24	0	20.2	9.29	29.67	0	2.4
K	kg K/ha	1.56	30.09	0	41.25	34.14	55.97	21	3.6
Micronutrientes (Boro)	kg boro/ha	0	0	0	0.89	0.09	0.64	0	0.06
Insecticida	kg/ha		0.004			0.10	0.10	0.15	
Fungicida	kg/ha	1.4	0.75	0.34	2.6	1.61	1.61		0.8
Herbicida	kg/ha				1.33				
Transporte fertilizantes y fitosanitarios	h/ha	0.06	0.3	0.0009	0.98	0.09	0.01	0.51	0.02
Potencia todoterreno	CV	200	200	200	200	200	200	200	200
Cantidad transportada	kg/ha	8.79	110.90	0.85	418.4	300.62	46.38	334.42	34.08
Capacidad remolque	kg/ha	750	750	750	750	750	750	750	750
Distancia	km	66.8	25	10	22	2.7	3	14.2	5.2
Portes (ida y vuelta)	Nº	0.02	0.3	0.002	1.12	0.8	0.12	0.89	0.09
Distancia recorrida para 1 ha producida	km	1.57	7.39	0.02	24.55	2.16	0.37	12.66	0.47
Consumo	L/ha	0.7	3.33	0.01	11.05	0.97	0.17	5.7	0.21

Labores fertilización-fitosanitarios		IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Potencia tractor	CV	130	130	110	130	100	130	115	120	120
Atomizador	h/ha	0.47	0.47	0.75	0.47	0.66	0.5	0.55	1	0.48
Frecuencia	Nº/año	3.5	3.5	4	3.5	5	1	3.5	3	3
Capacidad	L	3500	3500	3000	3500	3000	3300	3000	3000	3000
Dosis de caldo	L/ha	1000	1200	915	1200	1200	1650	790	800	936
Combustible	L/ha	3.99	3.99	5.38	3.99	4.28	4.24	4.13	7.83	3.76
Potencia tractor	CV	130	130		130	100		115	72	
Abonadora	h/ha	0.59	0.59		0.59	0.6		0.43	0.5	
Frecuencia	Nº	1	1		1	1		1	1	
Combustible	L/ha	4.97	4.97		4.97	3.91		2	2.35	
Potencia tractor	CV						130	115		
Remolque esparcidor	h/ha						0.75	2.5		
Frecuencia	Nº/año						1	0.33		
Dosis	kg/ha						333	3000		
Combustible	L/ha						7.95	23.45		
Potencia tractor	CV			110	130					120
Pala cargadora	h/ha			1	1.5					1
Frecuencia	Nº/año			0,33	1					0.33
Combustible	L/ha			8.97	15.9					9.79
Potencia tractor	CV									
Colocación de trampas de mosca (cuba con pistola)	h/ha									
Frecuencia	Nº/año									
Combustible	L/ha									
Potencia tractor	CV			110	130			115		120
Transporte etiércol, hojas y alperujo	h/ha			1.79	0.02			0.4		2.33
Cantidad de enmienda transportada	kg/ha			18045.11	100			3000		16500
Capacidad remolque	kg/ha			8000	750			8000		8000
Distancia	km			9.9	1.5			13.4		14.1
Portes (ida y vuelta)	Nº			4.51	0.27			0.75		4.12
Distancia recorrida para 1 ha producida	km			44.66	0.4			10.05		58.16
Consumo	L/ha			20.09	0.18			4.52		26.17

Labores fertilización-fitosanitarios (continuación)		IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Fertilizantes minerales-fitosanitarios										
N	kg N/ha	73.64	98.16	1.5	98.16	42.17	49.67	60.42	36.63	0.29
P	kg P/ha	15	20	0.43	20	2.55	8.56	20.3	18.15	0.35
K	kg K/ha	33.45	44.55	6.65	44.55	142.25	33.2	84.14	23.62	11.16
Micronutrientes (Boro)	kg boro/ha	1.05	1.4	0	0.6	0	0	0	0	0
Insecticida	kg/ha	0.01	0.012	0.03	0.01	0.02	0.01	0.08	0.05	0.15
Fungicida	kg/ha	2.25	2.25	2.53	2.25	2.01	3	3.25	2	1.55
Herbicida	kg/ha	1.45	1.45	2.15	0.15	1.23	5.49	1.16	1.81	1.64
Transporte fertilizantes y fitosanitarios	h/ha	0.24	0.39	0.18	0.03	0.24	0.3	0.39	0.18	0.03
Potencia todoterreno	CV	200	200	200	200	100	130	115	120	120
Cantidad transportada	kg/ha	331.09	426.61	230.14	29.28	331.09	379.5	426.61	230.14	29.28
Capacidad remolque	kg/ha	750	750	750	750	750	750	750	750	750
Distancia	km	6.8	8.5	7.5	8.5	6.8	7.5	8.5	7.5	8.5
Portes (ida y vuelta)	Nº	0.88	1.14	0.61	0.08	0.44	0.51	0.57	0.31	0.04
Distancia recorrida para 1 ha producida	km	6	9.67	4.60	0.66	6	7.59	9.67	4.6	0.66
Consumo	L/ha	2.7	4.35	2.07	0.3	2.7	3.42	4.35	2.07	0.3

Recolección		DEI-ECO	DEI-CONV	SP-ECO	SP-CONV	PV1-ECO	PV2-ECO	JT-ECO	CC-ECO
Recolección	h/ha	2	4.87	3.25	6.5	7	7	2	2.2
Tractor principal									
Cantidad (tractor principal)	Nº	3	1						
Potencia (CV)	CV	120	70						
Combustible	L/ha	26.62	37.81						
Tractor auxiliar									
Cantidad (tractor auxiliar)	Nº			1	1	1	1	1	2
Potencia (CV)	CV			115	135	130	130	100	115
Combustible	L/ha			20.73	48.67	50.47	50.47	11.09	14.03
Buggy vibrador									
Cantidad	Nº	1						2	2
Potencia (CV)	CV	125						125	125
Combustible	L/ha	10						10	11
ATV									
Cantidad	Nº			1					
Potencia (CV)	CV			44.61					
Combustible	L/ha			13					
Vibradora manual rama									
Cantidad	Nº			5	2	2	2		
Combustible	L/ha			1.5	5	3	3		
Vibradora manual peine									
Cantidad	Nº				1	2	2		
Combustible	L/ha				5	3	3		
Sopladora									
Cantidad	Nº				2				
Combustible	L/ha				5				
Transporte	h/ha	0.20	1.58	0.07	1.26	0.14	0.14	0.06	3.33
Potencia (CV)	CV	120	70	115	135	130	130	100	115
Producción	kg/ha	2913.39	5625	7125	7142.86	5000	5000	2650	7000
Capacidad remolque	kg	8000	10000	8000	10000	8000	8000	5000	8000
Distancia	Km	7	35	1	22	2.7	2.7	1.5	47.5
Portes (ida y vuelta)	Nº	0.73	1.13	1.78	1.43	1.25	1.25	1.06	1.75
Distancia recorrida para 1 ha producida	km	5.09	39.38	1.78	31.43	3.38	3.38	1.59	83.13
Consumo	L/ha	2.29	17.72	0.8	14.14	1.52	1.52	0.72	37.41

Recolección		IS-ECO	CH-ECO	CH-CONV	MR-ECO	PA-ECO	PA-CONV	GA-ECO	GA-CONV	CR-CONV
Recolección	h/ha	2.6	2.6	4.88	2.6	3	4.1	4.7	5.5	6.29
Tractor principal										
Cantidad (tractor principal)	Nº	2	2	1	2	1	1	1	1	1
Potencia (CV)	CV	130	130	110	130	100	130	115	120	120
Combustible	L/ha	37.49	37.49	59.54	37.49	33.28	59.12	59.95	73.21	83.73
Tractor auxiliar										
Cantidad (tractor auxiliar)	Nº	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Potencia (CV)	CV	130	130	115	130	100	90	115	120	120
Combustible	L/ha	18.75	18.75	31.12	18.75	16.64	20.46	29.98	36.60	41.86
Buggy vibrador										
Cantidad	Nº					1				
Potencia (CV)	CV					110				
Combustible	L/ha					15				
ATV										
Cantidad	Nº					1			1	1
Potencia (CV)	CV					44.61			44.61	44.61
Combustible	L/ha					12			22	25.16
Vibradora manual rama										
Cantidad	Nº									
Combustible	L/ha									
Vibradora manual peine										
Cantidad	Nº					2				
Combustible	L/ha					3				
Sopladora										
Cantidad	Nº									
Combustible	L/ha									
Transporte	h/ha	0.13	0.17	0.26	0.31	0.62	1.37	0.28	0.28	0.34
Potencia (CV)	CV	130	130	110	130	100	130	115	120	120
Producción	kg/ha	3795	4723	4396	8843	8500	4875	3745.07	4655	4355
Capacidad remolque	kg	8000	8000	8000	8000	8000	8000	8000	8000	8000
Distancia	Km	3.5	3.5	6	3.5	7.3	28	7.5	6	7.8
Portes (ida y vuelta)	Nº	0.95	1.18	1.09	2.21	2.13	1.22	0.94	1.16	1.09
Distancia recorrida para 1 ha producida	km	3.32	4.13	6.59	7.74	15.51	34.13	7.02	6.98	8.49
Consumo	L/ha	1.49	1.86	2.97	3.48	6.98	15.36	3.16	3.14	3.82

Anexo 8.4. Datos básicos para el cálculo de energía de los parámetros M_{Prim}, F_{abr}, M_{ant}, R_{ep}, Ps_{maq} y $H_{útiles}$ en función de la potencia de la maquinaria o la labor llevada a cabo, basados en el estudio de Guzmán y Alonso, (2008). Para aquellas potencias donde no se facilitaban dichos valores, estos se obtuvieron por interpolación.

Maquinaria	Horas útiles (h)	Potencia (CV)	Peso (kg)	Materias primas (MJ/Kg)	Fabricación (MJ/Kg)	Reparación (%)	Mantenimiento (MJ/Kg)
Tractor 4 x 4, 44.61 CV	16000	44.61	3393	49.4	14.7	49	31.4
Tractor 4 x 4, 70 CV	16000	70	3900	49.4	14.7	49	31.4
Tractor 4 x 4, 72 CV	16000	72	4024	49.4	14.7	49	31.4
Tractor 4 x 4, 90 CV	16000	90	4433	49.4	14.7	49	31.4
Tractor 4 x 4, 110 CV	16000	110	4950	49.4	14.7	49	31.4
Tractor 4 x 4, 115 CV	16000	115	5075	49.4	14.7	49	31.4
Tractor 4 x 4, 120 CV	16000	120	5200	49.4	14.7	49	31.4
Tractor 4 x 4, 125 CV	16000	125	5295	49.4	14.7	49	31.4
Tractor 4 x 4, 130 CV	16000	130	5415	49.4	14.7	49	31.4
Tractor 4 x 4, 135 CV	16000	135	5500	49.4	14.7	49	31.4
Todoterreno, 200 CV	16000	200	2355	19	5.66	18.55	12.08
Grada de púas	2000	0	500	62.8	8.6	30	21.4
Grada de discos	2500	0	700	62.8	8.6	30	21.4
Cultivador	2500	0	700	62.8	8.6	30	21.4
Conquilde	2500	0	700	62.8	8.6	30	21.4
Roller	2500	0	700	62.8	8.6	30	21.4
Desbrozadora de martillos	2000	0	720	62.8	8.6	26	18.6
Desbrozadora manual	2000	2.5	10	62.8	7.4	26	18.3
Aplicación de herbicida con barra (1000 L)	1500	0	400	62.8	8.6	30	21.4
Motosierra	2000	2.5	10	62.8	7.4	26	18.3
Triturador	2000	0	720	62.8	8.6	26	18.6
Atomizador (400 - 600 L)	1500	0	200	62.8	8.6	30	21.4
Atomizador (1000 L)	1500	0	400	62.8	8.6	30	21.4
Atomizador (2500 - 3500 L)	1500	0	600	62.8	8.6	30	21.4
Atomizador (1000 - 2000 L)	1500	0	1200	62.8	8.6	30	21.4
Remolque (0.7 - 1 t)	5000	0	300	62.8	8.6	30	21.4
Remolque (5 - 6 t)	5000	0	1600	62.8	8.6	30	21.4
Remolque (8 t)	5000	0	2500	62.8	8.6	30	21.4
Remolque (10 t)	5000	0	6918	62.8	8.6	30	21.4
Abonadora	1200	0	200	62.8	8.6	30	21.4
Remolque esparcidor de estiércol (6.5 t)	5000	0	1650	62.8	8.6	30	21.4
Cuba purines	5000	0	1650	62.8	8.6	30	21.4
Pala cargadora	2000	0	200	62.8	8.6	30	21.4
Vibrador + Paraguas	2100	0	1304	62.8	8.6	30	21.4
Cajón recoge-mantos	2100	0	505	62.8	8.6	30	21.4
Vibrador	2100	0	1194	62.8	8.6	30	21.4

Maquinaria	Horas útiles (h)	Potencia (CV)	Peso (kg)	Materias primas (MJ/Kg)	Fabricación (MJ/Kg)	Reparación (%)	Mantenimiento (MJ/Kg)
Vibrador manual de ramas	2000	2.5	15	62.8	7.4	26	18.3
Peine	2000	2.5	15	62.8	7.4	26	18.3
Sopladora	2000	2.5	15	62.8	7.4	26	18.3

Las actividades agrícolas contribuyen a la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera. El olivar es el cultivo leñoso más ampliamente distribuido en el mundo, con gran repercusión socioeconómica, cultural y ambiental de muchos pueblos de Andalucía. Por lo tanto, cualquier cambio en las prácticas de manejo tendrán una gran repercusión en la mitigación y adaptación al cambio climático, la biodiversidad y en la provisión de servicios ecosistémicos. Si además de considerar las emisiones de CO_2 eq producidas en las labores de campo en la huella de carbono, se incluye el carbono biogénico, el olivar andaluz es sumidero neto de CO_2, especialmente en aquellos olivares que implementen prácticas de manejo que incidan en el almacenamiento de carbono en el suelo y en la biomasa, lo que es esencial ante un sistema voluntario de monetización de los créditos de carbono.

UNIVERSIDAD DE JAÉN