



UNIVERSIDAD DE JAÉN

Centro de Estudios de Postgrado

Trabajo Fin de Máster

EVALUACIÓN INTEGRADA DE PRÁCTICAS DE AGRICULTURA REGENERATIVA EN LA PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Alumno/a: Mistral August Jozef Van Oudenhove

Tutor/a: Pedro Rey Zamora & Carolina Boix Fayos

Dpto: Ecología

Octubre, 2023



UNIVERSIDAD DE JAÉN

Centro de Estudios de Postgrado

Máster Universitario en Análisis, Conservación y Restauración de
Componentes Físicos y Bióticos de los Hábitats

Trabajo Fin de Máster

EVALUACIÓN INTEGRADA DE PRÁCTICAS DE AGRICULTURA REGENERATIVA EN LA PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Fdo.: _____

(alumno/a)

REY
ZAMORA
PERO JOSE -
25981846B

Firmado
digitalmente por
REY ZAMORA PERO
JOSE - 25981846B
Fecha: 2023.09.26
18:35:46 +02'00'

Fdo.: _____

(tutor/a)

Jaén, Octubre, 2023

Resumen

Recientemente se ha considerado la agricultura regenerativa como método para desarrollar prácticas de manejo sostenible, aunque sigue siendo una práctica residual entre agricultores. Los esfuerzos mencionados motivan la implementación de prácticas sostenibles, pero éstas deben ser factibles para los actores sociales implicados para tener éxito. El objetivo de este trabajo es evaluar el impacto de diversos escenarios de agricultura sostenible en cultivos de almendro de secano, dentro del marco de la agricultura regenerativa, sobre diversos servicios ecosistémicos (SE). El análisis se basó en bases de datos de monitorización campo-laboratorio de suelos y vegetación, a medio y largo plazo, de fincas en el sureste de España y entrevistas a agricultores. Se realizó un Análisis Multicriterio (AMC) para evaluar los diferentes escenarios de manejo integrando distintos indicadores de calidad de suelo, disponibilidad de nutrientes y agua para las plantas, secuestro de carbono y procesos erosivos que definieron distintos grupos de SE. Además, los servicios culturales e indicadores económicos se definieron con información derivada de las entrevistas. Se analizaron 3 tipos de manejo: (i) convencional, (ii) cubiertas verdes naturales y (iii) cubiertas verdes sembradas. Al incorporar la participación, opinión y rentabilidad para los agricultores, el AMC fue capaz de mostrar el rendimiento de los 3 escenarios de manejo considerando la distribución de distintos pesos, así como la puntuación de los diferentes escenarios con combinación de pesos diferentes. Se obtuvo una visión integrada de la sostenibilidad, aceptación y estabilidad de los escenarios, basada en la evaluación conjunta de sus impactos positivos y negativos, siendo una información clave que puede ayudar en la toma de decisiones.

Palabras clave: *análisis multi-criterio, servicios ecosistémicos, agricultura regenerativa, PAC, Pacto Verde.*

Abstract

Recently, regenerative agriculture has been considered as a means to further develop sustainable management practices, though its application is still limited. Despite efforts, regenerative agriculture continues to be a residual practice among farmers. These efforts act as a driving force to kick-start the implementation of sustainable practices but must be proven feasible by stakeholders in rural societies. The objective of this work is to evaluate the impact of several sustainable agricultural scenarios in rainfed almond crops within a regenerative framework on a range of ecosystems services (ES). The evaluation was based on long- and medium-term data bases of field and laboratory monitoring of soils and vegetation in

agricultural fields of SE Spain and stakeholder's interviews. A Multi-Criteria Analysis (MCA) was conducted to evaluate the different land management scenarios integrating different type of indicators of soil quality, plant nutrient and water availability, carbon sequestration and erosion processes that defined different groups of ES. Moreover, cultural services and economic indicators were defined with information derived from the interviews. Three land management scenarios were analysed: (i) conventional, (ii) natural cover crops and (iii) seeded cover crops. By incorporating stakeholders' participation, view and financial profitability, MCA was able to offer the performance of the 3 management scenarios considering different distributions of weights as well as scores of the different scenarios with different weight combination. An integrated vision on sustainability, acceptance and stability of scenarios was obtained based on the joint evaluation of its positive and negative impacts, being a key value that can help decision-making.

Keywords: *multicriteria analysis, ecosystem services, regenerative agriculture, CAP, Green Deal.*

Índice

1.	Introducción	1
1.1.	Antecedentes	1
1.1.1.	Contexto legislativo. Evolución de la PAC	2
1.1.2.	Manejos sostenibles	4
1.1.3.	Aspecto social	6
1.1.4.	Grado de innovación	7
1.2.	Justificación	8
1.3.	Hipótesis	9
1.4.	Área de estudio	9
2.	Objetivos	11
3.	Metodología y tratamiento de la información bibliográfica	12
3.1.	Entrevistas	12
3.1.1.	Datos de producción	17
3.1.2.	Precio pepita de almendra	17
3.1.3.	Costes operativos y beneficios brutos	18
3.2.	Propiedades biológicas	18
3.2.1.	Respiración basal	18
3.2.2.	Biomasa vegetal aérea	19
3.3.	Propiedades físicas	19
3.3.1.	Densidad aparente	19
3.3.2.	Distribución del tamaño de los agregados	20
3.3.3.	Tasas de erosión	21
3.4.	Propiedades químicas	21
3.4.1.	Carbono orgánico y nitrógeno total	21
3.4.2.	Secuestro de carbono	22
3.4.3.	Macronutrientes (NPK) y mesonutrientes (Ca y Mg)	22
3.4.4.	Capacidad de intercambio catiónico (CEC)	23
3.5.	Agua disponible en el suelo	23

3.6.	Emisiones de GEI	24
3.7.	AMC.....	24
3.7.1.	Alternativas y tabla de efectos.....	24
3.7.2.	Métodos de estandarización.....	27
3.7.3.	Asignación de pesos y ranking.....	27
3.7.4.	Análisis de sensibilidad.	28
4.	Resultados.....	28
4.1.	Tabla de efectos y resultados del AMC	28
4.1.1.	SE de apoyo	28
4.1.2.	SE de regulación.....	30
4.1.3.	SE de aprovisionamiento	34
4.1.4.	SE culturales.....	34
4.1.5.	Indicadores económicos.....	35
4.1.6.	Comparación de los escenarios	35
4.2.	Análisis de sensibilidad	40
4.3.	Análisis del entorno social. Valores y barreras.	41
5.	Discusión	42
5.1.	El potencial de las cubiertas verdes en la generación de servicios ecosistémicos en almendro de seco.....	42
5.2.	Principales barreras a la adopción generalizada de cubiertas verdes en almendro de seco.....	44
6.	Conclusiones	45
7.	Referencias.....	46

1. Introducción

1.1. Antecedentes

La agricultura regenerativa es un enfoque innovador en el ámbito agrícola que busca restaurar y mejorar la salud de los sistemas agrícolas y los ecosistemas circundantes. A través de la implementación de prácticas que promueven la recuperación del suelo, la biodiversidad y la resiliencia, la agricultura regenerativa se posiciona como una alternativa sostenible y holística frente a los desafíos que enfrenta la agricultura convencional (Tittonell et al., 2022). Es una alternativa al modelo industrial-productivista con gran capacidad transformadora, cuyos cambios en el sector agrícola son cruciales para evitar sobrepasar los límites planetarios, abordando la necesidad de transformar los sistemas de producción agrícola (Gordon et al., 2021). Los servicios que los ecosistemas brindan, conocidos como servicios ecosistémicos (SE), son los beneficios que las personas obtienen de la naturaleza. Estos beneficios incluyen proporcionar alimentos y materiales, regular y proveer agua, mantener la productividad del suelo y permitir el uso de áreas naturales para actividades recreativas y espirituales. Además de su valor directo para las personas, los SE también contribuyen a las economías nacionales. Aunque a menudo no se reflejan en los indicadores económicos tradicionales, su importancia es innegable. A pesar de esto, muchos de estos servicios están en declive debido a la explotación insostenible de los ecosistemas en todo el mundo (Costanza et al., 1997). Organizaciones como el Instituto de Recursos Mundiales (WRI, 2001) y la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA, 2005) han señalado que los ecosistemas naturales están siendo degradados y que los SE se están utilizando de manera poco sostenible en todo el planeta. Esto ha llevado a un reconocimiento de la necesidad urgente de proteger estos servicios y ha resultado en la creación de nuevas políticas y la inclusión de los SE en políticas ya existentes. Por ejemplo, el Convenio sobre la Diversidad Biológica estableció nuevos objetivos para la conservación de la biodiversidad y los SE en su Plan Estratégico para la Biodiversidad (COP 10, 2010).



Figura 1. Servicios Ecosistémicos según WWF. Fuente: <https://www.wwf.org.co/?324210/Glosario-ambiental-Servicios-ecosis-que>

1.1.1. Contexto legislativo. Evolución de la PAC.

El Pacto Verde Europeo (PVE) lidera el camino para lograr una Europa climáticamente neutral. Surgió de los compromisos asumidos en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas, agrupados en la Agenda 2030. La conservación del suelo se aborda en el ODS número 15, específicamente en el Objetivo 15.3, que apunta hacia la neutralidad en la degradación del suelo (Keesstra et al., 2018). Reafirma el compromiso de la Comisión Europea de abordar los desafíos relacionados con el medio ambiente y el clima, con el objetivo de transformar la economía europea y desvincular el crecimiento económico de la explotación de recursos para el año 2050 (COM [2019] 640). El PVE tiene 3 estrategias clave de gestión del territorio: De la Granja a la Mesa (F2F), Biodiversidad (BS) y Suelo (SS), que junto con otras iniciativas como la Visión a Largo Plazo para las Zonas Rurales de la UE tienen la agricultura sostenible, incluyendo un suelo saludable, como objetivo común para alcanzar los objetivos de sostenibilidad y avanzar hacia un continente con un clima neutral (Boix-Fayos & de Vente, 2023). De esta manera, continúa una tendencia iniciada durante la reforma de la Política Agrícola Común en 2003 (Figura 2), donde las políticas cambiaron desde una perspectiva

agroterritorial hacia la incorporación de prioridades ambientales (van Leeuwen et al., 2019). Estas políticas se vertebraron a través de los Programas de Desarrollo Rural (PDR) (Figura 1), que se desarrollaron durante la reforma de la PAC en 1992. Los Estados miembros podían elegir sub-objetivos de las áreas clave de los PDR que se adaptaran a sus condiciones económicas, ambientales y sociales específicas para la implementación de políticas (Comisión Europea, 2013a, 2013b).

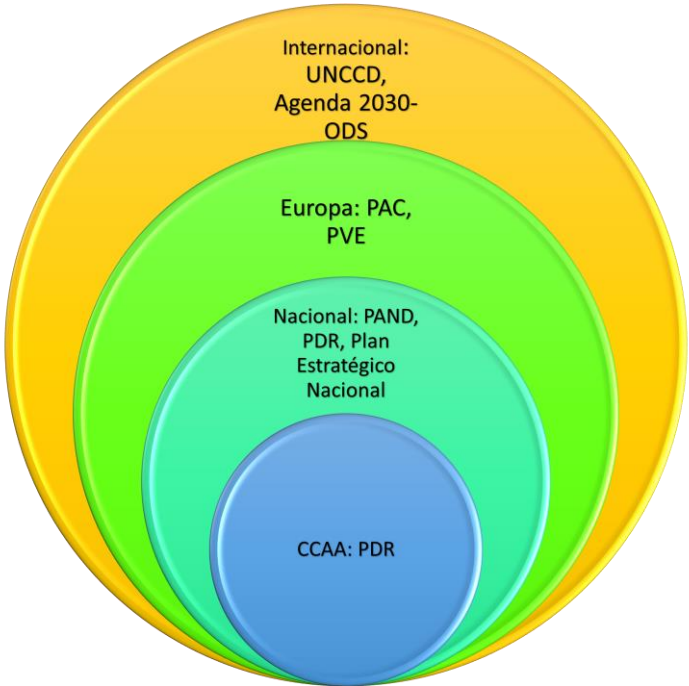


Figura 2. Vertebración de los organismos y los programas vinculados a la protección del suelo. Convención de las Naciones Unidas para Combatir la Desertificación (UNCCD), Programa de Acción Nacional contra la Desertificación (PAND), Programas de Desarrollo Rural (PDR).

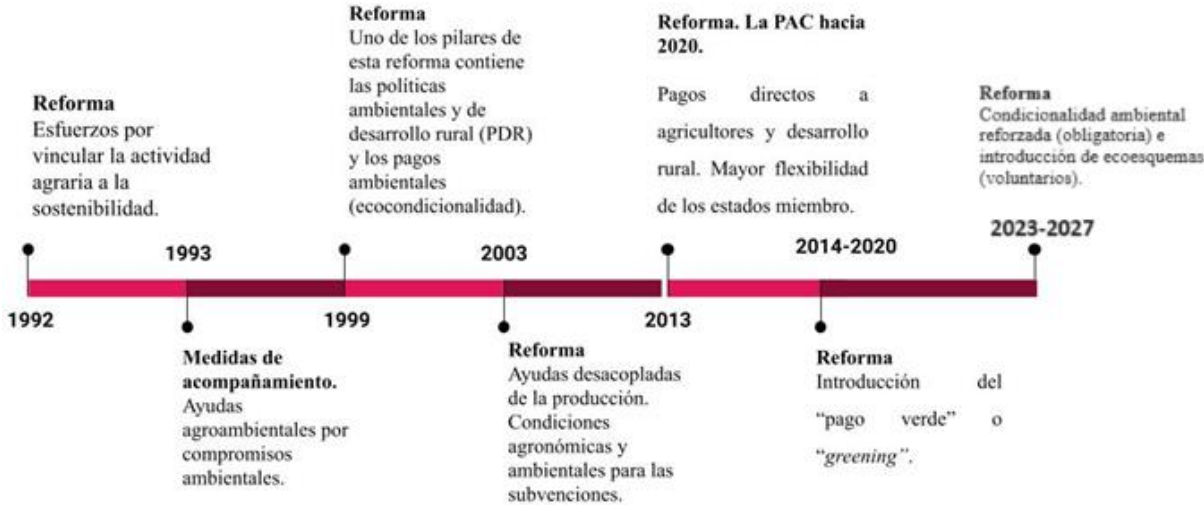


Figura 3. Las reformas de la PAC y su incidencia en las políticas de conservación del suelo. Fuente: ec.europa.eu.

La intensificación de las actividades agrícolas y la pérdida de la cobertura vegetal natural en España se han relacionado con aumentos en la pérdida de suelo por erosión (Sanjuán et al., 2013), lo que, a su vez, afecta a la fertilidad del suelo al reducir la materia orgánica, la porosidad y degradar su estructura y capacidad de retención de agua acelerando los procesos de desertificación (Boix-Fayos et al., 2015; Martínez-Mena et al., 2020a, 2021). Los esfuerzos para monitorear los procesos de erosión resultaron en la publicación del Inventario Nacional de Erosión del Suelo (INES, 2002), que tenía la intención de detectar, cuantificar y mapear los principales procesos de erosión en España y determinar cómo evolucionaron con el tiempo; o el Mapa de Condición de la Tierra (San Juan et al., 2013) que “intenta representar la condición de los ecosistemas terrestres con especial atención a la degradación de suelos” (San Juan et al., 2013).

1.1.2. Manejos sostenibles.

La calidad del suelo puede definirse como su capacidad para funcionar dentro de los límites del ecosistema para sostener la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la salud de las plantas y los animales (Figura 3). La importancia de la actividad biológica en la restauración y el mantenimiento de la calidad del suelo es clave para mantener sus funciones para la producción de alimentos (Sherwood & Uphoff, 2000). Por otro lado, la resiliencia general del suelo, o su capacidad para soportar perturbaciones y mantener la productividad, se destaca como "capacidad de amortiguación". A medida que la población mundial crece más rápido que la producción de alimentos se reconoce que la mayoría del crecimiento en la producción de alimentos deberá provenir de ganancias en productividad (Sherwood & Uphoff, 2000a). Sin embargo, la intensificación de la producción agrícola dentro del modelo industrial-productivista suele acarrear una pérdida de calidad del suelo y de su capacidad de amortiguación, difícilmente sostenible en el largo plazo (Gordon et al., 2022). Actualmente no existen suficientes estudios sobre el impacto de diferentes manejos de suelo en ciertos tipos de cultivo o regiones. Tal es el caso de los cultivos leñosos de secano en el sureste español. En concreto los cultivos de *Prunus dulcis* en las provincias de Almería, Granada y Murcia, donde estas plantaciones se realizan tradicionalmente en sistemas extensivos de baja producción y bajos insumos. No obstante, algunos estudios han demostrado como algunos de los insumos utilizados en este tipo de modelo productivo, como un arado intensivo (3-5 pases anuales, a una profundidad de entre 15-20 cm [Almagro et al., 2016]), puede disminuir la calidad del suelo, provocando la pérdida de las funciones ecológicas del sistema (Boix-Fayos et al., 2020).



Figura 4. Factores que influyen en la calidad del suelo.

La agricultura regenerativa puede potenciar los SE de formas que no siempre se reflejan en los indicadores económicos tradicionales (Costanza et al., 1997). Esto ha llevado a reconocer la necesidad urgente de proteger estos servicios y ha dado lugar a la creación de nuevas políticas y la inclusión de los servicios de los ecosistemas en las políticas existentes (Suarez & Corson, 2013). El objetivo principal de este trabajo es comparar dos escenarios de gestión sostenible de tierras diferentes para la agricultura regenerativa (cubiertas naturales [CN] y cubiertas sembradas [CS]) con el manejo convencional (MC), y su impacto en los servicios del ecosistema en fincas de almendros de secano.

En este trabajo se definieron tres escenarios de gestión de tierras que representan diferentes prácticas agrícolas en los cultivos de almendros de secano: MC (manejo convencional) con 3-4 operaciones de labranza al año a 15-20 cm de profundidad en el suelo (Martínez-Mena et al., 2020); las CN consisten en fomentar una cobertura vegetal bajo los almendros basada en el banco de semillas natural del suelo, con una, dos o ninguna operación de labranza al año; las CS que consiste en sembrar una mezcla de veza (*Vicia sativa* L.) y avena común (*Avena sativa* L.) en una proporción de 3:1, a 150 kg·ha⁻¹. El abono verde (o cultivo de cobertura) se sembraba anualmente en otoño y se incorporaba al suelo con un cultivador en mayo-junio (Figuras 4 y 5).



Figura 5. Prácticas de manejo fincas experimentales. Izq.: laboreo intensivo o manejo convencional (MC) con cubierta en calle (ecoesquema) en Burete. Dcha.: cubierta vegetal sembrada (CS) en Chirivel. Fuente: Fernández-Soler, 2022.



Figura 6. Prácticas de manejo en fincas experimentales. Izq.: paisaje de cultivos de almendro con cubierta natural en Cieza. Dcha.: cubierta vegetal sembrada (CS) en Cieza. Fuente: Fernández-Soler, 2022.

1.1.3. Aspecto social.

Los desafíos actuales en el desarrollo agrícola se exploran a través de cinco perspectivas divergentes. Los optimistas del 'business-as-usual' confían en el poder del mercado para satisfacer la demanda alimentaria en un contexto de crecimiento poblacional desacelerado. En contraste, los pesimistas ambientales argumentan que se están acercando o superando los límites ecológicos, anticipando que los rendimientos de los cultivos principales podrían estancarse o disminuir debido a la degradación de recursos y abogan por el control de la población. Los nuevos modernistas promueven la agricultura "basada en la ciencia" y el uso de insumos externos para impulsar un crecimiento sostenido en la producción de alimentos. Estas perspectivas ofrecen visiones contrastantes sobre el futuro de la agricultura y sus desafíos (Pretty, 1997).

Cada una de estas visiones afecta a la mentalidad de los agentes que intervienen en los manejos del suelo agrícola, incluyendo no sólo los agricultores, si no también los agentes de ordenación del territorio y los consumidores. Se ha distinguido entre factores descriptivos y explicativos para desarrollar una tipología y una teoría sobre la participación de partes interesadas y el público en procesos de toma de decisiones. La tipología identifica cuatro tipos de participación que varían según quién la inicia y lidera, y cómo se lleva a cabo. Se enfoca en cuatro factores que explican las diferencias en los resultados de la participación: el contexto, el diseño, la mediación y la democracia, buscando ofrecer un marco teórico para mejorar la participación de partes interesadas y del público en la toma de decisiones (Devente et al., 2016; Reed et al., 2018).

Involucrar a los agricultores como colaboradores en la mejora de la salud del suelo mediante la identificación y solución de problemas, la prueba de innovaciones y la difusión de conocimientos en un proceso participativo determina el éxito del mismo. En el ámbito político, se destaca la importancia de combinar la experiencia científica y la perspectiva práctica de los agricultores en lugar de imponer medidas punitivas desde arriba, abogando por la participación de múltiples partes interesadas a través de diálogos y métodos participativos en la formulación de políticas (Sherwood & Uphoff, 2000). La percepción y las creencias de los agricultores sobre los manejos del suelo suelen estar arraigadas en la tradición, pero a medida que adquieren más conocimiento, sus creencias se actualizan y se vuelve más eficiente la adopción de innovaciones agrícolas. Algunas innovaciones pueden desarrollarse a través del aprendizaje social, lo que puede llevar a una mayor adopción de prácticas sostenibles (Soto et al., 2021).

1.1.4. Grado de innovación

Se realizó una búsqueda a fecha de 1 de septiembre de 2023, de artículos científicos en la base de datos de Scopus, que contuvieran en su título, abstract o palabras clave los términos: 'multi-criteria analysis', 'ecosystem services' y 'sustainable land management', limitado al campo de ciencias agrarias y biológicas, y ciencias del medio ambiente. La base arrojó un total de 6 resultados, con fechas de publicación comprendidos entre los años 2012 a 2023.

- Exploring trade-offs in agro-ecological landscapes: Using a multi-objective land-use allocation model to support agroforestry research (Reith et al., 2022).
- Disentangling ecosystem services perception by stakeholders: An integrative assessment based on land cover (Cabral et al., 2021).
- Assessing the broader value of planted forests to inform forest management decisions (Yao et al., 2021).

- Integrating ecosystem services into decision support for management of agroecosystems: Viva grass tool (Vinogradows et al., 2020).
- Multi-Criteria Decision Analysis to identify dryland ecosystem service trade-offs under different rangeland land uses (Favretto et al., 2016).
- Mapping priority areas for forest landscape restoration and improvement of rural community livelihoods in Guatemala's San Marcos Highlands | Mapeo de áreas prioritarias para la restauración del paisaje forestal y mejora de los medios de vida de comunidades rurales en el altiplano de San Marcos, Guatemala (Gutiérrez et al., 2012).

Al intercambiar en los criterios de búsqueda los términos 'sustainable land use' por 'cover crops', la base arrojó 4 documentos con fechas de publicación comprendidos entre 2019 y 2022:

- Integrating agri-environmental indicators, ecosystem services assessment, life cycle assessment and yield gap analysis to assess the environmental sustainability of agriculture (Bergez et al., 2022).
- A multi-criteria land suitability assessment of field allocation decisions for switchgrass (Michael et al., 2022).
- Combining diversification practices to enhance the sustainability of conventional cropping systems (Viguiet et al., 2021).
- Effects of cover crops on multiple ecosystem services: Ten meta-analyses of data from arable farmland in California and the Mediterranean (Shackelford et al., 2019).

Estos resultados indican que la introducción de servicios ecosistémicos en un análisis multicriterio es una aproximación novedosa al campo de las ciencias agrarias y ambientales.

De los resultados arrojados por Scopus, únicamente Viguiet et al. (2022) enfocaron su estudio al análisis de diferentes manejos sostenibles de la tierra en agricultura en comparación con un manejo convencional.

1.2. Justificación

En la actualidad, la tradición agraria marca que el cultivo de almendro en seco convencional de bajos insumos no permite fertilización (al no disponer de infraestructura de irrigación), aunque sí el uso de productos fitosanitarios para prevenir o combatir plagas según la época del año. A los cultivos se les realiza un laboreo intensivo (entre 3 y 5 pasadas anuales) a una profundidad de hasta 15-20 cm de profundidad. Algunas prácticas alternativas dentro de la agricultura regenerativa incluyen la disminución del laboreo que permite la existencia de una cobertura vegetal la mayor parte del año, pudiendo ser esta natural (espontánea) o sembrada (abonos verdes). Estas prácticas alternativas mejoran la calidad del suelo (i) disminuyendo la

erosión (Martínez-Mena et al., 2020), (ii) mejorando los parámetros físicoquímico-biológicos del suelo (Özbolat et al., 2023; Fernández-Soler, 2022) y (iii) reduciendo las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Martin-Gorriz et al., 2020). Una transición hacia prácticas de agricultura regenerativa podría convertir extensas áreas de cultivo en fincas agrarias de alto valor natural (Paracchini et al., 2008).

Existe una carencia de información sobre cómo afectan los cambios que se dan bajo distintos tipos de manejo de la tierra en cultivos leñosos de secano (*s.p. Prunus dulcis*), siendo estos cultivos importantes y ocupando grandes extensiones de las regiones del SE peninsular: 29% de la superficie agraria útil (SAU) en Almería, 22% de la SAU en Granada y 22% de la SAU en Murcia (MAPA, 2022). Hemos comprobado la limitación de estudios existentes que cuantifiquen los impactos de prácticas de manejo sostenible, como, por ejemplo, prácticas de la agricultura regenerativa. La transición de un modelo de agricultura a otro debe tener en cuenta los impactos positivos y negativos en los tres pilares de la sostenibilidad: el pilar medioambiental, el pilar social y el pilar económico. Con este trabajo pretendemos adentrarnos en la evaluación conjunta e integrada de dos escenarios de agricultura regenerativa con práctica de manejo sostenible de suelo y compararlo con un escenario de agricultura convencional. Esta evaluación pretende hacerse en el marco de los servicios ecosistémicos y de forma participativa incluyendo la visión de los agricultores. La intención es que los resultados ofrezcan una información valiosa para ir incorporando al nicho científico existente de los impactos cuantificados de prácticas sostenibles de agricultura regenerativa, para ir conociendo progresivamente un catálogo de impactos positivos, negativos y compensaciones que apoyen la toma de decisiones.

En la última década, se ha incorporado el análisis de valores en diferentes investigaciones comportamentales y de gestión de los recursos naturales (Boix-Fayos et al., 2020; Gordon et al., 2022; Reed et al., 2018; Soto et al., 2021). En proyectos de gestión ambiental y agrícola es fundamental construir una relación de confianza entre científicos y profesionales.

1.3. Hipótesis

Se parte de la Hipótesis inicial H_1 : los manejos relacionados con la agricultura regenerativa en cultivos de *Prunus dulcis* de secano proveen de un mayor número de SE mejorando la calidad de vida de los agricultores, suelos y cultivos.

1.4. Área de estudio.

Este estudio se realizó en base a datos de 7 fincas experimentales en el sureste de España (Tabla 1), en las provincias de Almería, Granada y Murcia (Figura 6), donde se cultivan almendros (*Prunus dulcis*) en terrenos de secano. Estas fincas tienen almendros plantados

en filas con una separación aproximada de 7 metros por 7 metros. La mayoría de las fincas no están terrazadas y tienen pendientes suaves o moderadas, generalmente inferiores al 12%, y los árboles tienen entre 10 y 25 años de edad.

El clima en esta área es de tipo semiárido mediterráneo, con temperaturas anuales promedio que varían de 13.8 a 17.2°C, dependiendo de la ubicación. La precipitación anual media oscila entre 250 y 450 mm, con mayor concentración en primavera y otoño. La evaporación potencial anual varía entre 700 y 1200 mm al año (calculada mediante el método de Thornthwaite), lo que da como resultado un déficit de agua anual promedio que varía entre 430 y 900 mm según la ubicación. En cuanto a los tipos de suelo en estas fincas, predominan los Cambisoles cálcicos, Regosoles cálcicos y Leptosoles.

Tabla 1. Distintas prácticas de manejo del suelo en las fincas experimentales, donde, MC: manejo convencional; CN: cubiertas naturales; CSS: cubiertas sembradas. Fuente: Fernández-Soler, 2022.

Finca	Localización	Práctica	Tipo de vegetación
Burete	Cehegín	MC	/
		CN	Mezcla de plantas herbáceas, con dominio de <i>Hordeum murinum</i> L., <i>Lolium perenne</i> L. y <i>Eruca vesicaria</i> (L.) Cav.
		CS	Mezcla de leguminosas: veza (<i>Vicia sativa</i> L.) y cereales: avena (<i>Avena sativa</i> L.) con una cantidad de 150 kg ha ⁻¹ en una proporción de 3:1
Alhagüeces	Cieza	MC	/
		CN	Mezcla de plantas herbáceas, con predominio de <i>Lolium perenne</i> L. y <i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.)
		CS	Mezcla de leguminosas: veza (<i>Vicia sativa</i> L.) y cereales: cebada (<i>Hordeum vulgare</i>) con una cantidad de 150 kg ha ⁻¹ en una proporción de 3:1
Cagitán	La Puebla	MC	/
		CN	Dominio de plantas compuestas (<i>Sonchus</i> sp.; <i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.) Pers.) y crucíferas (<i>Moricandia arvensis</i> y <i>Diploaxis</i> sp.). Presencia de leguminosas escasa de <i>Scorpiurus muricatus</i> L.
Llano	Los Vélez	MC	/
		CN	Dominio de gramíneas: <i>Lolium</i> sp. y <i>Bromus</i> sp., pero con un importante aporte de leguminosas: <i>Melilotus sultacus</i>
Matián	Guadix	MC	/
		CN	n.d.
Chirivel	Baza	MC	/
		CS	Mezcla de leguminosas (70 %): veza (<i>Vicia sativa</i> L.), yero (<i>Vicia ervilia</i> (L.) Willd.) y cereales (30 %): avena (<i>Avena sativa</i> L.) con una cantidad de 120 kg ha ⁻¹
Ferreira	Lorca	MC	/
		CS	Mezcla de leguminosas (80 %): veza (<i>Vicia sativa</i> L.), yero (<i>Vicia ervilia</i> (L.) Willd.) y cereales (20 %): cebada (<i>Hordeum vulgare</i> L.) y avena (<i>Avena sativa</i> L., en menor proporción) con una cantidad de 120 kg ha ⁻¹

n.d.: no disponible

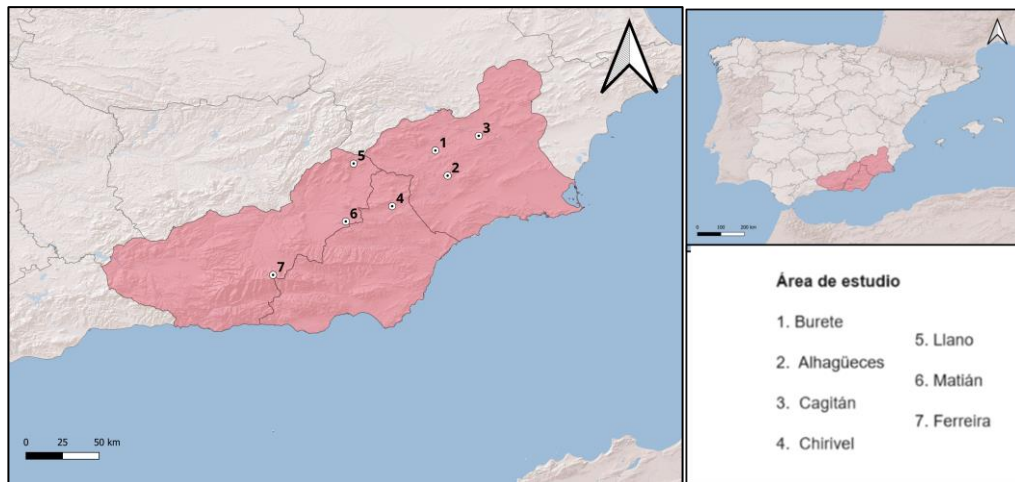


Figura 7. Localización de las fincas experimentales.

2. Objetivos

El objetivo principal del presente trabajo es definir y evaluar diferentes escenarios de manejo sostenible de suelo dentro de la agricultura regenerativa, comparados con el manejo convencional, y cuantificar su impacto en los SE en fincas de almendro de secano. Para ello se establecen los siguientes objetivos específicos:

- a) Comparar parámetros fisicoquímico-biológicos e hidrogeomorfológicos en los 3 escenarios de manejo de suelo (convencional, cubiertas naturales y cubiertas sembradas).
- b) Comparar la afección de los tres escenarios sobre la producción y beneficios de los agrosistemas.
- c) Definir la afección de los tres escenarios sobre índices de satisfacción y bienestar de los agricultores a través de la realización de entrevistas y la creación de árboles de valores.
- d) Evaluar la afección de los tres escenarios de manejo sobre los SE mediante un Análisis Multi-criterio (AMC).

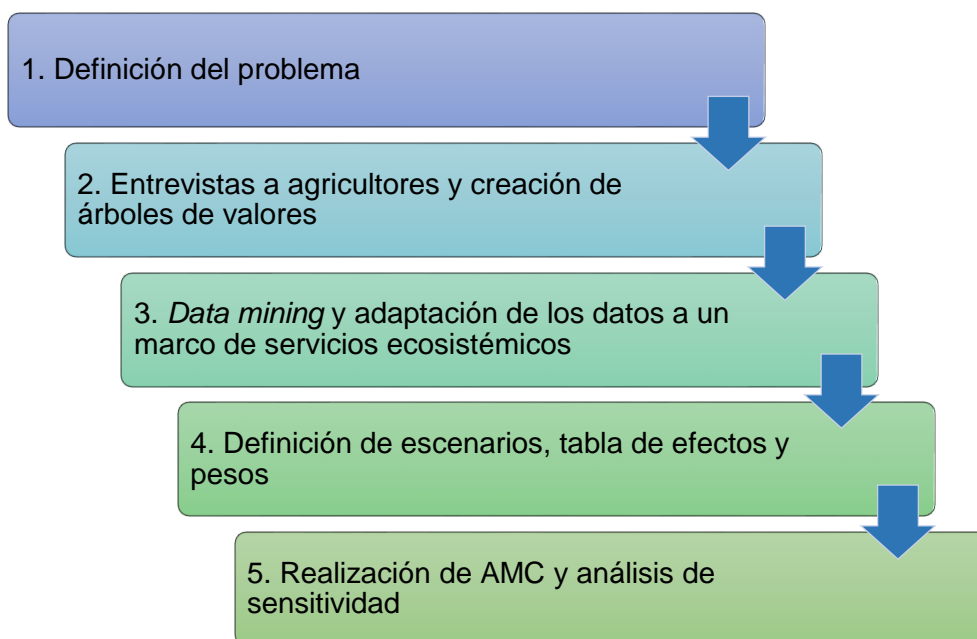


Figura 8. Diagrama del flujo de trabajo.

3. Metodología y tratamiento de la información bibliográfica

3.1. Entrevistas

Se realizaron una serie de entrevistas a agricultores que aunarán los siguientes requisitos: (i) agricultores de almendro en fincas de secano, (ii) pertenecientes a comarcas del SE peninsular, y (iii) realizasen prácticas de manejo convencional o formas de agricultura regenerativa. El tamaño de la población fue de 19, siendo 9 agricultores convencionales y 10 agricultores que utilizan manejos sostenibles incorporando prácticas de agricultura regenerativa. Las entrevistas a los 10 agricultores con prácticas de agricultura regenerativa fueron realizadas previamente por dos compañeras del CEBAS: Raquel Luján Soto y Carolina Boix Fayos, y para este trabajo se utilizaron tanto los datos brutos, apuntes, e informes de las entrevistas como la información proporcionada de primera mano de las investigadoras que condujeron las entrevistas. Las entrevistas a 9 agricultores convencionales fueron conducidas por mí mismo bajo el apoyo y la dirección de Carolina Boix Fayos.

Las entrevistas se estructuraron en dos partes: la primera parte constó de preguntas cerradas de caracterización del agricultor, finca y manejo. A raíz de estas preguntas se establecieron los valores de producción, gastos, beneficios y manejos de las fincas que cumplieron con los requisitos establecidos. La segunda parte comprendió una serie de preguntas abiertas para determinar las creencias y valores de los agricultores. En base al origen de la información, técnicas y manejos empleados en las fincas, se determinó las resistencias, agencia (quién

inicia y lidera la participación) y actores involucrados en el proceso. A partir de estos datos se construyeron los árboles de valores. Los valores reflejan la visión del tomador de decisiones sobre lo que se debe buscar o lograr, incluyendo metas, objetivos y compensaciones asociadas (Von Winterfeldt, 2013); este autor postula cómo en el proceso de toma de decisiones, están presentes dos grupos de factores: creencias y valores. Las creencias se entienden como percepciones de la realidad, hechos y opiniones. Los valores se entienden como el sentido de lo que se necesita lograr, metas, objetivos y compensaciones asociadas (Von Winterfeldt, 2013).

El análisis del árbol de valores se llevó a cabo en tres pasos:

1. En primer lugar, se realizaron veinte entrevistas en profundidad semiestructuradas en junio y julio de 2020 y febrero y julio de 2023. Las entrevistas tuvieron una duración aproximada de 0,5 a 4 horas. Tenían dos propósitos: (i) proporcionar información para la determinación de factores y procesos de degradación de tierras y el efecto de la agricultura regenerativa, y (ii) analizar los valores detrás de la elección de manejos. Para este segundo propósito, se formularon dos preguntas específicas, aunque ocasionalmente también se utilizó información sobre valores que surgieron de la determinación de factores y procesos de degradación de tierras. Las dos preguntas específicas fueron: (i) una pregunta abierta sobre su motivación para llevar a cabo el manejo; y (ii) se les pidió que priorizaran entre la calidad del suelo y las prácticas ecológicas (A); alta rentabilidad (B); sentimiento de comunidad y legado agrícola (C) y paisaje agrario (D).

2. En segundo lugar, se construyó un árbol de valores para cada agricultor basado en la información cualitativa proporcionada en sus respuestas. Durante la entrevista, se tomaron notas para identificar los valores presentes en sus respuestas y se realizaron preguntas adicionales para invitarlos a explicar más a fondo sus respuestas cuando fuera necesario. El árbol de valores se basó en la teoría y el método de von Winterfeldt (2013) como se explicó anteriormente.

3. En tercer lugar, se construyeron dos árboles (Figuras 7 y 8) de valores comunes combinando todos los árboles de valores individuales para los agricultores que realizan manejos convencionales, por un lado, y de agricultura regenerativa, por otro.

4. En cuarto lugar se utilizó la información cualitativa para determinar valores de (i) identidad y (ii) herencia agrícola y natural.

5. Finalmente los servicios culturales están relacionados con beneficios intangibles que pueden ser expresados de varias maneras diferentes. En este trabajo se optó por una transformación a escala - - - a + + + de los valores “carácter natural”, “identidad” y “herencia

agrícola y natural” para su incorporación a la tabla de efectos para la realización posterior del análisis multicriterio.

Los valores de Carácter Natural fueron establecidos conforme a Paracchini et al. (2008), considerando que las fincas con manejos de agricultura regenerativa se asemejaban a los tipos 1 (fincas con una proporción alta de vegetación semi-natural) y 2 (fincas con un mosaico de agricultura de poca intensidad y márgenes naturales y/o estructurales como setos, muros de piedra, vegetación arbórea o arbustiva, ríos... etc. Por tanto, y en concordancia con la metodología de Paracchini et al. (2008) se estableció una categorización dependiendo de si la finca incluía alguna o varias de las características de las fincas tipo 1 y/o 2, consideradas fincas de alto valor natural (Baldock et al., 1993).

Los valores de “identidad” y “herencia agrícola y natural” se establecieron a partir de un índice de satisfacción personal de los agricultores respecto a indicadores que incluyeron la inspiración, experiencia espiritual y desarrollo cognitivo recogidos en Eogh et al. (2012).

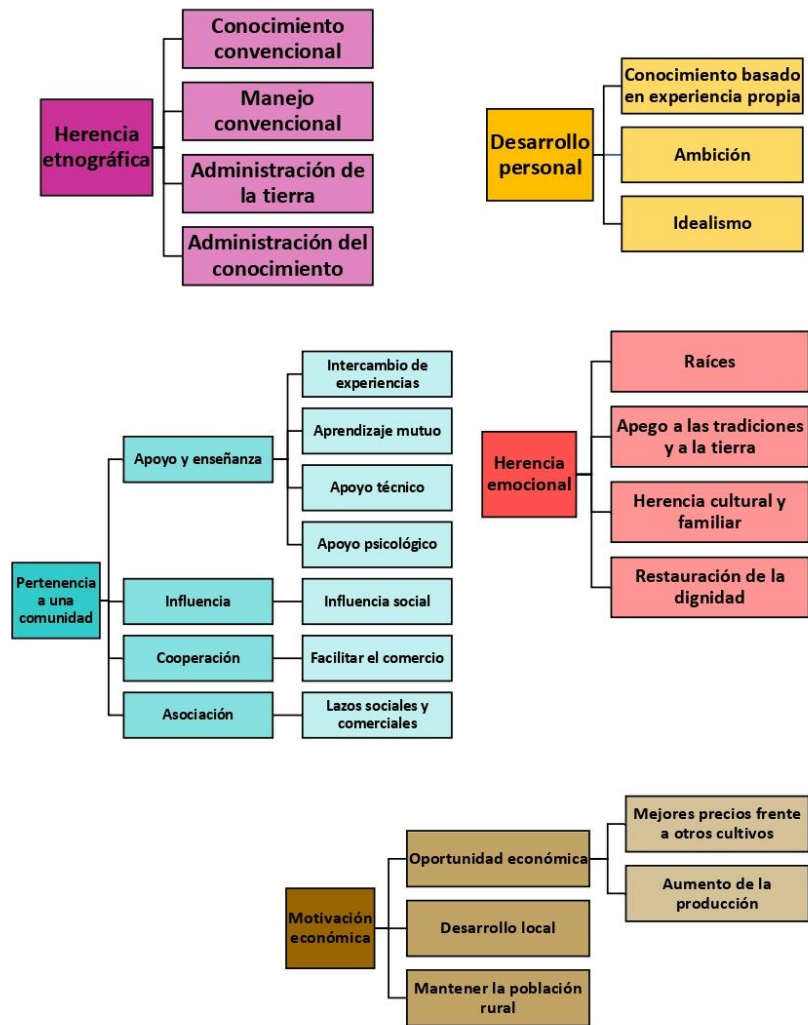


Figura 9. Árbol de valores común a agricultores que realizan manejos convencionales.

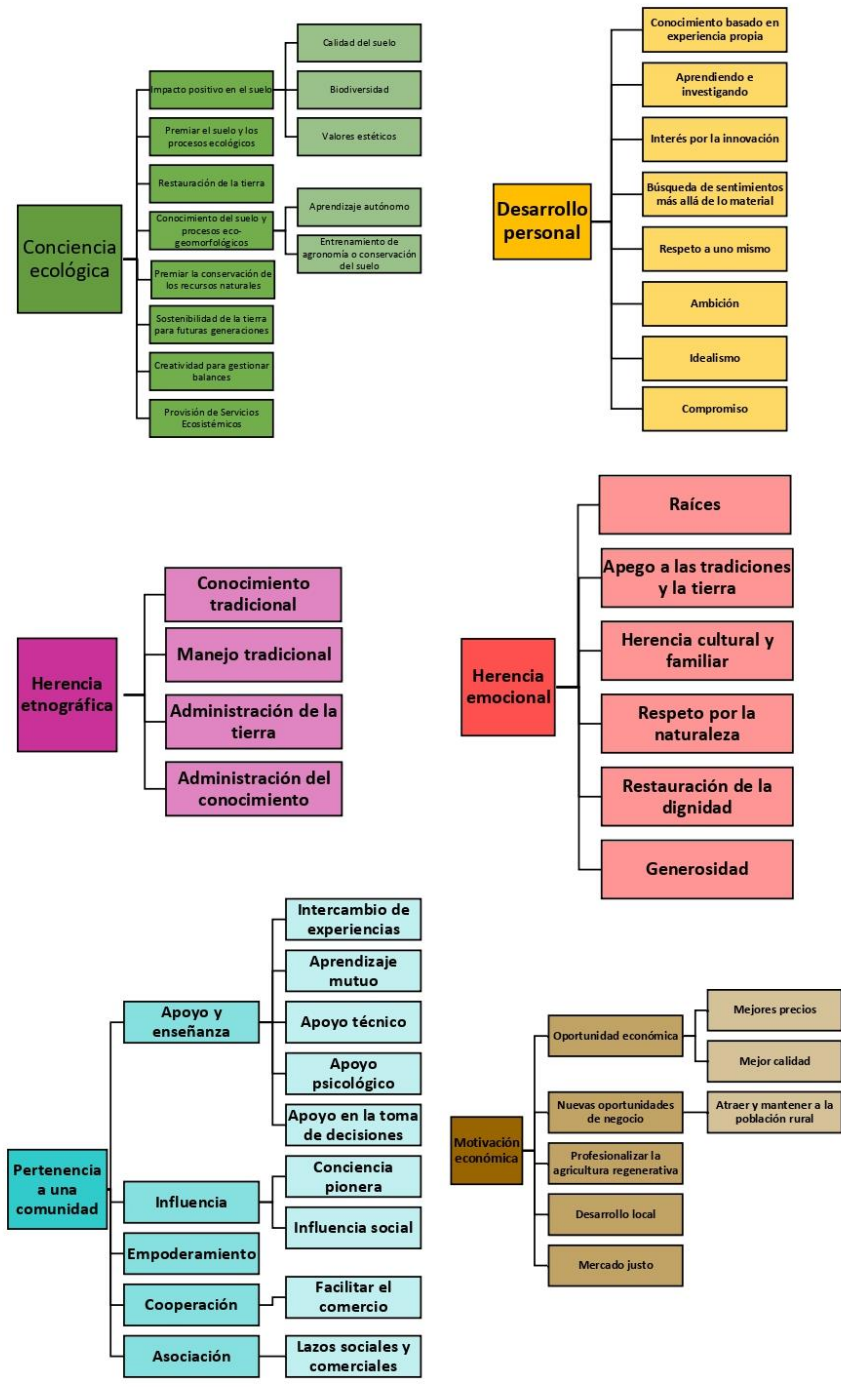


Figura 10. Árbol de valores común a agricultores que realizan manejos regenerativos.

3.1.1. Datos de producción.

Los valores de producción de almendro de seco (con cáscara) bajo manejo convencional se obtuvieron del promedio de (i) datos del anuario de estadística del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA) para las provincias de Almería, Granada y Murcia. Al no existir datos para el año 2020, se obtuvo mediante el promedio de las anualidades inmediatamente anterior y posterior. (ii) De las entrevistas a agricultores que realizan un manejo convencional se obtuvieron datos de producción media de los últimos 10 y 5 años, así como la producción de la temporada 2022. Cabe mencionar que se estimó un rendimiento de la almendra del 30% del peso con cáscara para su comparación posterior con los manejos de agricultura regenerativa, cuyos datos de producción aparecen publicados en la literatura científica en $\text{kg}^{-1} \cdot \text{pepita} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Los valores de producción de almendro bajo manejos de cubiertas naturales y sembradas se obtuvieron a través de los trabajos de Almagro et al. (2016), De Leijster et al. (2020), Gorriz et al. (2020) y Özbolat et al. (2023), así como datos propios del CEBAS-CSIC durante el seguimiento de más de una década en fincas piloto.

3.1.1. Precio pepita de almendra

La determinación del precio de la almendra se estableció como el promedio de (i) los datos recabados en el campo a través de las entrevistas a agricultores, (ii) el precio por año en lonja de referencia (Lonja de Murcia y Albacete) a final de la temporada de cosecha (precio de la variedad Comuna), disponibles online en www.precioalmendra.es/lonja-murcia y (iii) datos publicados por Gorriz et al. (2020) y de Leijster et al. (2020) (Figura 9). Se escogió no incorporar precios de la variedad ecológica por la dificultad de algunos agricultores de colocar su producción en esta variedad por limitaciones del mercado (información derivada de las entrevistas).

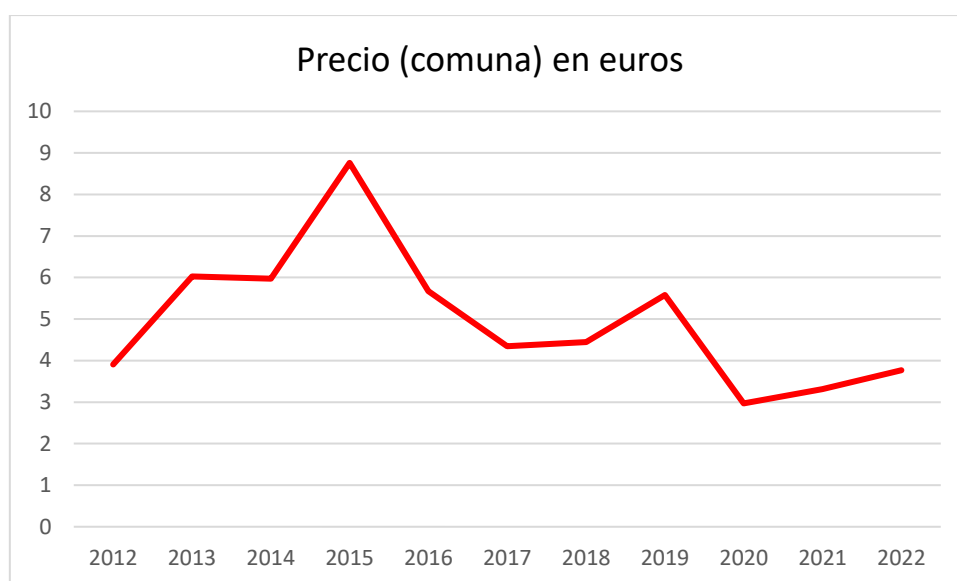


Figura 11. Evolución de los precios de la variedad comuna en la lonja de Murcia. Precio en euros por kg de pepita de almendra. Fuente: Lonja de Murcia 2012-2022.

3.1.3. Costes operativos y beneficios brutos

Los valores asociados a costes de producción (mantenimiento de maquinaria, carburantes, productos fitosanitarios, alquiler de maquinaria, mano de obra, etc) se extrajeron de las entrevistas a agricultores y los datos publicados por De Leijster et al. (2020), Gorriz et al. (2020) y Özbolat et al. (2023).

Los beneficios se calcularon a través del rendimiento por ha⁻¹ y precios anuales incorporando la subvención que otorga la CAP 2014-2020 (240€ ha⁻¹). Dicha subvención se otorgaba en función del cumplimiento de una serie de condiciones agroambientales aplicables a este tipo de cultivos en cualquiera de los tres manejos estudiados en el presente trabajo.

3.2. Propiedades biológicas¹

3.2.1. Respiración basal

La respiración del suelo es la emisión total de CO₂ por unidad de área y tiempo, originada por la actividad de organismos edáficos, raíces y procesos de oxidación bioquímica de

¹ Los parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo se extrajeron de Fernández-Soler (2022) y datos propios del CEBAS-CSIC, siguiendo la metodología que se detalla en los puntos 3.2. a 3.5

compuestos de carbono (Lloyd & Taylor, 1994). Desde los años 90, se ha enfocado en este proceso debido a su importancia como fuente principal de flujo de carbono desde el suelo y como componente esencial en el ciclo del carbono en ecosistemas terrestres (Raich & Schlesinger, 1992). Se ha observado que, en ecosistemas forestales, puede constituir del 40 al 90 % de la respiración total (Murcia-Rodriguez & Ochoa-Reyes, 2008). Globalmente, la respiración del suelo emite anualmente diez veces más que la combinación de la deforestación y la combustión de compuestos fósiles. Además, su capacidad para determinar si un ecosistema actúa como fuente o sumidero de CO₂ lo hace crucial en los cambios ecológicos globales y su relación con el calentamiento global (Veenendaal et al., 2004).

Se midió en laboratorio introduciendo muestras humedecidas durante un periodo de incubación de 32 días a 28°C. El CO₂ se mide periódicamente utilizando un analizador de gases infrarrojo (Checkmateell Dansenson, Denmark).

La respiración basal se calculó como el promedio del CO₂ emitido diariamente por gramo de suelo incubado (mg C-CO₂ kg⁻¹ d⁻¹). Posteriormente, para que los valores fueran comparables entre las diferentes prácticas de manejo, se dividió el promedio de CO₂ emitido diariamente por gramo de suelo incubado entre el contenido de carbono orgánico del suelo de cada muestra (expresado como mg C-CO₂g⁻¹ CO d⁻¹).

3.2.2. Biomasa vegetal aérea

La biomasa vegetal aérea se define como la cantidad de material orgánico en una muestra específica. Solo la biomasa que se encuentra por encima del suelo se puede medir con cierta precisión en una escala amplia. Aunque la biomasa que está bajo tierra almacena una parte significativa del total de carbono, rara vez se mide debido a que su evaluación requiere mediciones en el lugar que suelen ser laboriosas y llevar mucho tiempo (Ashton et al., 2012). Es un componente importante del ciclo de carbono terrestre y constituye el hábitat de numerosas especies (Zhang et al., 2023).

La biomasa vegetal aérea fue muestrada en campo de manera aleatoria y se identificó las especies más representativas en cada una de las muestras. Posteriormente secada a 60°C durante 72h antes de proceder a pesarla para el cálculo en gramos de biomasa por m². La cantidad de biomasa vegetal se utilizó como un indicador de productividad del sistema.

3.3. Propiedades físicas

3.3.1. Densidad aparente

La densidad aparente refleja la masa o el peso de un cierto volumen de suelo. Señala el nivel de compactación del suelo y está estrechamente vinculada con la estructura, la porosidad y

la habilidad para que el agua penetre en el suelo, lo cual a su vez está relacionado con los servicios que el ecosistema provee, tales como la mitigación de la erosión y la regulación del agua y nutrientes. Un elevado valor de densidad aparente puede limitar la penetración de las raíces, la oxigenación del suelo y la entrada de agua, lo que restringe la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas. Por lo general, resulta beneficioso contar con una densidad aparente baja en el suelo para facilitar el movimiento adecuado de aire y agua a través del mismo (Lóczy & Dezsö, 2019).

Las muestras inalteradas se recogieron en campo con un cilindro de acero de 100 cm³ de volumen y se secaron en el laboratorio durante 24 h. La densidad aparente del suelo se calculó a partir del peso seco del suelo y se corrigió el contenido de fragmentos gruesos de suelo inalterados, según Burke y col., (1986).

$$DA = (m_2 - m_1) \cdot V^{-1}$$

Donde, *DA* es la densidad aparente (*g cm*⁻³); *m*₁ es el peso del cilindro de acero utilizado; *m*₂ es el peso del cilindro de acero más el peso del suelo seco (*g*) y *V* es el volumen del cilindro de acero (*cm*³).

3.3.2. Distribución del tamaño de los agregados

La distribución del tamaño de los agregados del suelo (MWD, por sus siglas en inglés) es un parámetro importante para evaluar prácticas de manejo del suelo o modelar su resistencia a la erosión eólica e hídrica (Guo et al., 2021).

La agregación del suelo es una propiedad fundamental que refleja la salud del suelo a través de su relación con la infiltración de agua y la resistencia a la erosión (Lal, 2016), pero también puede ser igualmente importante como mecanismo para secuestrar el carbono orgánico del suelo y proporcionar un hábitat protector para una comunidad microbiana del suelo (Beare et al., 1994). La agregación es la conglomeración física de partículas de suelo unidas por diversos agentes químicos y biológicos (Lynch & Bragg, 1985). La gestión agrícola ha demostrado influir en la capacidad del suelo para resistir las fuerzas erosivas (Hevia et al., 2007; Zibilske & Bradford, 2007). La gestión de conservación estabiliza el suelo en agregados más grandes que resisten las fuerzas erosivas. Así la distribución de agregados del suelo es un indicador de sus condiciones de estructura, sus capacidades hidrológicas y resistencia a la erosión (García-Franco et al., 2015).

De la distribución de tamaños de agregados se obtiene el Mean Weight Diameter (MWD) que es un índice de estabilidad del suelo y se determina mejor a partir de la distribución de

agregados estables en agua (Franzluebbers et al., 1999). El procedimiento concreto para esta determinación se encuentra recogido en Fernández-Soler et al. (2022).

3.3.3. Tasas de erosión

Las tasas de erosión se cuantificaron en campo en campos de cultivo con una pendiente del 10-12%. Se instalaron trampas de sedimentos al final de cada sub-parcela, conectadas a dos tanques de almacenamiento (40 L), con un total de seis trampas de sedimentos en campos de trigo y nueve en campos de almendros (Martínez-Mena et al., 2020). El primer tanque se utilizó para recoger escorrentía y sedimentos. Después de cada evento de erosión, se tomaron muestras de los sedimentos en los tanques después de una agitación completa. Se tomaron cinco muestras de 1 L cada una de diferentes profundidades en cada tanque. Los sedimentos se filtraron, se secaron en un horno a 60 °C, se pesaron para determinar la concentración de sedimentos suspendidos y se almacenaron para análisis posteriores. Las concentraciones de sedimentos se promediaron y se multiplicaron por la escorrentía total para calcular la pérdida de suelo total después de cada evento de erosión (Martínez-Mena et al., 2020).

3.4. Propiedades químicas

3.4.1. Carbono orgánico y nitrógeno total

El carbono orgánico total (COT) afecta a la mayoría de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo relacionadas con su calidad, sostenibilidad y capacidad productiva. Un aumento del mismo conlleva a una mayor diversidad biológica en el suelo, incrementando así el control biológico de enfermedades y plagas de las plantas (Díaz et al., 2019).

El nitrógeno total (NT) es un indicador de la calidad del suelo y corresponde a N-amonio, N-nitrato, Nnitrito y N-orgánico. Alrededor del 90 – 95 % del nitrógeno total en los suelos está en forma orgánica y, por tanto, es asimilado por las plantas a través de la mineralización (Díaz et al., 2019).

El carbono orgánico y el nitrógeno del total del suelo (“bulk soil”) así como el asociado a cada una de las clases de tamaño de agregados (o “fracciones”) se analizaron utilizando un analizador de N/C en muestras molidas y por triplicado. El contenido del Carbono Orgánico (CO) y N asociado a los agregados se expresa referido al suelo multiplicando la concentración de carbono orgánico y nitrógeno en cada clase de agregado ($CO_{fracción}$ y $N_{fracción}$) y la proporción que representa dicha fracción (proporción de la fracción) suelo:

$$\text{Contenido de CO (mg de CO g}^{-1} \text{ suelo)} = CO_{fracción} \cdot (\text{proporción de la fracción})_{suelo}$$

$$\text{Contenido de N (mg de N g}^{-1} \text{ suelo)} = N_{fracción} \cdot (\text{proporción de la fracción})_{suelo}$$

El procedimiento concreto para esta determinación se encuentra recogido en Fernández-Soler et al. (2022).

3.4.2. Secuestro de carbono

Para calcular la cantidad de COT y NT almacenada en el suelo (stocks de carbono orgánico y nitrógeno) se utilizó la siguiente ecuación:

$$COT_{stock} = COT \cdot DA \cdot D \cdot (1 - P)$$

Donde, COT_{stock} es la cantidad de carbono en el suelo ($g\ m^{-2}$); COT la concentración de carbono orgánico en el suelo ($g\ kg^{-1}$); DA la densidad aparente ($g\ cm^{-3}$); D la profundidad del suelo (cm) y P el tanto por 1 de suelo $> 2\ m$.

El procedimiento concreto para esta determinación se encuentra recogido en Fernández-Soler et al. (2022).

3.4.3. Macronutrientes (NPK) y mesonutrientes (Ca y Mg)

Se analizó cómo cambió la distribución del tamaño de las partículas y la composición química del suelo y los sedimentos antes y después de ser sometidos a dispersión química y mecánica, para comprender mejor los procesos de erosión y transporte de sedimentos (Martínez-Mena et al., 2020).

Los nutrientes primarios del suelo son aquellos elementos esenciales para el crecimiento y la supervivencia de las plantas, necesarios en grandes cantidades. Estos incluyen el nitrógeno (N), el fósforo (P) y el potasio (K) (De et al., 2012).

Nitrógeno (N): Es fundamental para el crecimiento vegetativo y la coloración verde de las hojas. Su exceso puede afectar la calidad del cultivo y debilitar las plantas, mientras que su déficit provoca hojas pálidas y afecta al crecimiento.

Fósforo (P): Contribuye al desarrollo de raíces, resistencia a temperaturas bajas y procesos bioquímicos celulares. Su falta se refleja en hojas pálidas, bordes secos y afecta la floración y las raíces.

Potasio (K): Juega un papel esencial en la activación enzimática, fotosíntesis, crecimiento y resistencia a plagas y enfermedades. Su carencia afecta la floración, fructificación y desarrollo de la planta.

Los nutrientes secundarios del suelo incluyen calcio (Ca), magnesio (Mg) y azufre (S), y se encuentran generalmente en cantidades adecuadas para las necesidades de las plantas.

Calcio (Ca): Estimula el desarrollo de raíces y hojas, forma compuestos de las paredes celulares, reduce el nitrato en las plantas, activa enzimas y neutraliza ácidos orgánicos. También es esencial para bacterias fijadoras de nitrógeno.

Magnesio (Mg): Se encuentra en menor cantidad que el calcio y se absorbe en las superficies de las arcillas y la materia orgánica. Su carencia se refleja en hojas con nervaduras amarillas en hojas viejas, que afectan a las hojas jóvenes y la planta puede perderlas.

3.4.4. Capacidad de intercambio catiónico (CEC)

La capacidad de intercambio catiónico del suelo (CEC, por sus siglas en inglés) es la capacidad de retener cargas negativas en la superficie de las partículas del suelo, o el número total de cationes intercambiables que un suelo puede retener (Ross et al., 1995). Conocer esta capacidad es importante porque indica la capacidad del suelo para retener y cambiar nutrientes, lo que afecta la necesidad de aplicar fertilizantes. La cantidad de arcillas y materia orgánica en el suelo influye en esta capacidad, siendo la materia orgánica la que tiene una capacidad de retención más alta. Los aportes de materia orgánica no solo aumentan esta capacidad, sino que también mejoran la estructura del suelo, la infiltración de agua, la provisión de nutrientes a las plantas y reducen la erosión. En cuanto a los aniones en el suelo, su comportamiento es diferente, ya que el fosfato se retiene fuertemente, mientras que el sulfato se retiene de manera más débil. El nitrato y el cloruro no se retienen en el suelo y se mueven con el agua del suelo (Pratt et al., 1995).

Los cationes del suelo, como el K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Al^{3+} y H^+ , son los principales en los suelos agrícolas y pueden ser reemplazados por otros cationes presentes en la solución del suelo. La CEC proporciona una reserva de nutrientes para reponer los que las plantas absorben o se lavan de la zona radical, ya que la mayoría de los cationes están adheridos a las partículas del suelo y están en equilibrio con la solución del suelo (Robertson et al., 1999).

3.5. Agua disponible en el suelo

El agua disponible en el suelo se refiere a la cantidad total de agua que un cultivo puede extraer del suelo para su uso durante su ciclo de crecimiento. Se calcula como la diferencia entre el contenido de agua en el suelo en dos estados específicos: la capacidad de campo, que representa la humedad máxima que el suelo puede retener después de la saturación, y el punto de marchitez permanente, que es el nivel de humedad en el cual las plantas no pueden extraer más agua debido a la fuerte adherencia del agua al suelo (Ratcliff et al., 1983).

Matemáticamente, el cálculo del agua disponible en el suelo se realiza restando el contenido de agua en el punto de marchitez permanente del contenido de agua en la capacidad de

campo. Esta diferencia proporciona una medida cuantitativa de la cantidad de agua que está disponible para las plantas, lo que es de suma importancia para determinar los momentos y las cantidades adecuadas de riego en la agricultura, ya que indica la reserva de agua disponible en el suelo para el uso de las raíces de las plantas durante su ciclo de crecimiento (Ratliff et al., 1983).

3.6. Emisiones de GEI

Los datos de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) se extrajeron de Gorriz et al., 2020. La metodología utilizada estimó las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en la producción de cultivos de almendros utilizando la metodología del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) de 2013 para un horizonte de tiempo de 100 años. Las emisiones de GEI se calcularon directa o indirectamente relacionadas con la agricultura de 1 hectárea de huertos de almendros y se expresaron en unidades de equivalente de dióxido de carbono (CO₂ eq) utilizando factores del IPCC más recientes. Se consideraron cuatro entradas clave para calcular las emisiones de GEI: la fabricación de maquinaria agrícola, la producción, transporte y combustión de diésel, y la producción de semillas.

3.7. AMC

Para la realización del análisis multicriterio se utilizó el software Definite 3.1. (Janssen et al., 2006), que permite la incorporación de datos cuantitativos y cualitativos a través de la construcción de una tabla de efectos, la estandarización y ranking de los valores y la asignación de los pesos de cada efecto. DEFINITE (*'decisions on a finite set of alternatives'*) es un paquete de software de apoyo a la toma de decisiones que ha sido desarrollado para mejorar la calidad de la toma de decisiones. DEFINITE es un conjunto completo de herramientas que pueden ser utilizadas en una amplia variedad de problemas (puede evaluar las alternativas y determinar la más razonable). El programa contiene varios métodos para apoyar la definición del problema, así como métodos gráficos para la representación. Para poder manejar todo tipo de información, DEFINITE incluye métodos de multicriterio, análisis costo-beneficio y métodos de evaluación gráfica. También están disponibles procedimientos relacionados como la evaluación de pesos, la estandarización, la valoración y una amplia variedad de métodos para el análisis de sensibilidad (Janssen et al., 2006).

3.7.1. Alternativas y tabla de efectos

Las alternativas contempladas para este análisis corresponden con los tres tipos de escenarios de manejo del suelo a estudiar (manejo convencional, cubiertas naturales y

cubiertas sembradas). Los dos últimos representan prácticas de manejo sostenible incluidas en la agricultura regenerativa.

Los criterios y subcriterios de la tabla de efectos corresponden a los grupos y subgrupos de SE, mientras que los efectos concretos están representados por los valores obtenidos por distintas metodologías, anteriormente explicadas, de campo, laboratorio y entrevistas, que representan indicadores de grupos y subgrupos de servicios ecosistémicos. Así cada escenario se define en base a los mismos indicadores de SE, entre los que se encuentran servicios de apoyo a la biodiversidad, regulación de nutrientes, provisión, culturales y económicos, de acuerdo a Egoh et al. (2012) como muestra la Tabla 1. Dentro de los servicios culturales, los valores de carácter natural se establecieron según la adecuación de los agrosistemas a la definición de Paracchini et al. (2008) de agrosistemas de alto valor natural de tipo 1.

Tabla 1. Grupos, subgrupos e indicadores de SE y referencias al origen de los datos. Todos los datos usados en la construcción de los indicadores de SE y para la evaluación de los escenarios fueron generados dentro del grupo de Conservación de Suelo y Agua del CEBAS-CSIC. Los indicadores económicos no se engloban dentro de ningún grupo de servicios ecosistémicos, pero se han introducido para evaluar la sostenibilidad de los escenarios en sus aspectos económicos.

SE		Indicador	Referencia
Grupo Soporte	Subgrupo		
	Hábitat	Cubierta vegetal	CEBAS-CSIC; Fernández-Soler, 2022
Regulación	Fertilidad del suelo	CO	CEBAS-CSIC; Fernández-Soler, 2022
		N	CEBAS-CSIC; Fernández-Soler, 2022
		C:N	CEBAS-CSIC; Fernández-Soler, 2022
		Respiración basal	CEBAS-CSIC; Fernández-Soler, 2022
		Ca & Mg	CEBAS-CSIC; Fernández-Soler, 2022
		NPK	Martinez Mena et al., 2020
	Regulación del clima	Stock de C	CEBAS-CSIC; Fernández-Soler, 2022
		GEI	Martín-Gorrioz et al., 2020; Almagro et al., 2013
	Regulación de nutrientes	Pérdida de CO	Martinez Mena et al., 2020
		Pérdida de NPK	Martinez Mena et al., 2020
		CEC	CEBAS-CSIC; Fernández-Soler, 2022
	Control de la erosión	Sedimento	Martinez Mena et al., 2020
		MWD	CEBAS-CSIC; Fernández-Soler, 2022
		Densidad aparente	CEBAS-CSIC; Fernández-Soler, 2022
Biomasa vegetal aérea		CEBAS-CSIC; Fernández-Soler, 2022	
Aprovisionamiento	Producto	Producción	Almagro et al., 2016; Gorrioz et al., 2020; De Leijster et al., 2020; Ózbolat et al., 2023
Cultural	Agua	Agua disponible en el suelo	CEBAS-CSIC; Fernández-Soler, 2022
	Carácter natural	Elementos naturales	Entrevistas y encuestas (2020-20023)
	Identidad	Satisfacción	Entrevistas y encuestas (2020-20023)
	Herencia agrícola y cultural	Legado	Entrevistas y encuestas (2020-20023)
Indicadores económicos*	Beneficio neto	Beneficios-costes	Almagro et al., 2016; Gorrioz et al., 2020; De Leijster et al., 2020; Ózbolat et al., 2023

3.7.2. Métodos de estandarización

Estandarización máxima. Las puntuaciones se estandarizan con una función lineal entre 0 y la puntuación absoluta más alta. Para un efecto beneficioso, la puntuación absoluta más alta se indica con 1, mientras que para un efecto de costo esto es 0 (Janssen et al., 2017).

Estandarización por objetivo. Se establece para cada efecto un valor ideal u objetivo y un valor mínimo. Las puntuaciones se normalizan con una función lineal entre los puntos finales del rango. Para un efecto beneficioso, el máximo del rango se indica con un 1 y el mínimo con un 0. Para un efecto de costo es al revés (Janssen et al., 2006). Se utilizó únicamente para la relación C:N estableciéndose como relación ideal para el proceso de compostaje de la materia orgánica una relación de 30:1 (Li et al., 2013).

Los valores nominales (si/no) de hábitat (dependiendo de la existencia de cubiertas vegetales) son 1 y 0, respectivamente.

3.7.3. Asignación de pesos y ranking

Para la asignación de los pesos se usó el método de comparación por pares (Pairwise Comparison) siendo distintos los agricultores convencionales a los agricultores que incorporan manejos sostenibles (entrevistas).

Este procedimiento ayuda a asignar pesos cuantitativos a los efectos. Este método también es conocido como el Proceso Analítico Jerárquico (AHP, por sus siglas en inglés). Se selecciona el efecto más importante de cada par de efectos. Posteriormente, (Li et al., 2013) se establece, en términos cualitativos, en qué medida el primer efecto es más importante que el otro. El método convierte estas comparaciones de todos los pares de efectos en pesos cuantitativos para todos los efectos (Janssen et al., 2006).

Los resultados del análisis consideran múltiples criterios. Estos resultados se presentan visualmente a través de un gráfico de barras sencillo. En el gráfico, cada alternativa se coloca en el eje horizontal (X) y su valor de clasificación se representa en el eje vertical (Y).

- Gráficos de barras apiladas: En estos gráficos, cada barra está compuesta por segmentos que representan las contribuciones proporcionales de los diferentes efectos (o grupos de efectos) al resultado total. Los segmentos más grandes indican efectos más influyentes en la decisión. Este tipo de gráfico permite observar las contribuciones individuales de los efectos en las alternativas. Se realizaron 3 AMC. AMC1 usó los pesos derivados del árbol de valores de los agricultores convencionales. AMC2 usó los pesos derivados del árbol de valores de los agricultores regenerativos.

AMC3 usó los pesos de los agricultores convencionales en un escenario donde éstos no obtuvieran la subvención otorgada por la antigua PAC 2014-2020 (240€ ha⁻¹, en vigor hasta 2022) al no acogerse a ningún ecoesquema o no concurrir con la condicionalidad ampliada de la nueva PAC 2023-2027. Esto se hizo en base a lo transmitido por algunos agricultores en las entrevistas, ante la incertidumbre de los resultados al ser el primer año de implantación de estas nuevas políticas ambientales.

- Gráficos circulares (gráficos de pastel): Estos gráficos muestran cómo se distribuyen los pesos de los diferentes efectos o grupos de efectos. Cada porción del gráfico circular representa la proporción de peso de un efecto en el resultado final. Las porciones más grandes indican efectos con mayor peso en la decisión final.

3.7.4. Análisis de sensibilidad.

La sensibilidad de los escenarios fue analizada estimando el cambio más pequeño necesario para que cada escenario perdiera su posición respecto a otra. Los análisis se llevaron a cabo con el software Definite 3.1. (Janssen & Herwijnen, 2017). La diferencia entre el peso original y el revertido se usó para analizar la estabilidad del escenario con mejor puntuación en el AMC para cada grupo de efectos.

4. Resultados

4.1. Tabla de efectos y resultados del AMC

Los escenarios de manejo que proporcionaron los diferentes servicios ecosistémicos (Tabla 1) se construyeron combinando el concepto y la selección de indicadores de ES de (Egoh et al., 2012).

4.1.1. SE de apoyo

Para el grupo de servicios ecosistémicos de soporte, la relación C:N y la respiración del suelo se utilizaron como los principales indicadores, ya que este proceso ha sido objeto de atención debido a su importancia como fuente principal de flujo de carbono desde el suelo y como componente esencial en el ciclo del carbono en los ecosistemas terrestres (Li et al., 2013).

4.1.1.1. Fertilidad del suelo

- Carbono Orgánico y Nitrógeno. El contenido de CO del suelo aumentó un 0,6% y 36,37% bajo las CN y CS, respectivamente, en comparación con el MC. En cuanto al contenido de N del suelo, disminuyó un 7,1% en las CN con respecto al MC, mientras que en las CS aumentó un 25,2% respecto al MC (Figura 10).

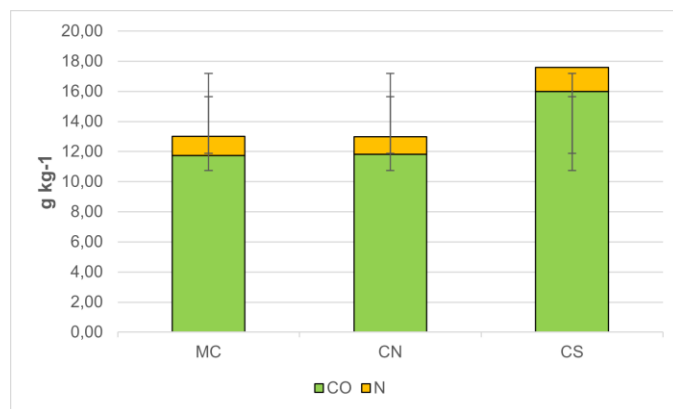


Figura 12. Contenido de CO y N bajo distintos tipos de manejo del suelo.

- La relación C:N aumentó en un 7% y un 9,6%, mientras que la respiración del suelo aumentó en un 42,5% y un 20% bajo manejos con CN y CS, respectivamente (Figura 11). Esto es coherente con investigaciones previas que muestran los beneficios de los cultivos de cobertura para la comunidad microbiana, acelerando la descomposición de la materia orgánica (Li et al., 2013).

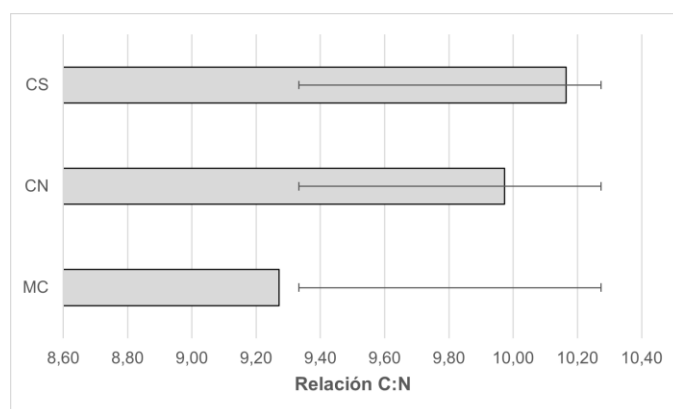


Figura 13. Variación de la relación C:N bajo distintos tipos de manejo del suelo.

- Respiración basal. La respiración basal del suelo aumentó un 42,5% bajo las CN y un 20% bajo las CS en comparación con el MC (Figura 12).

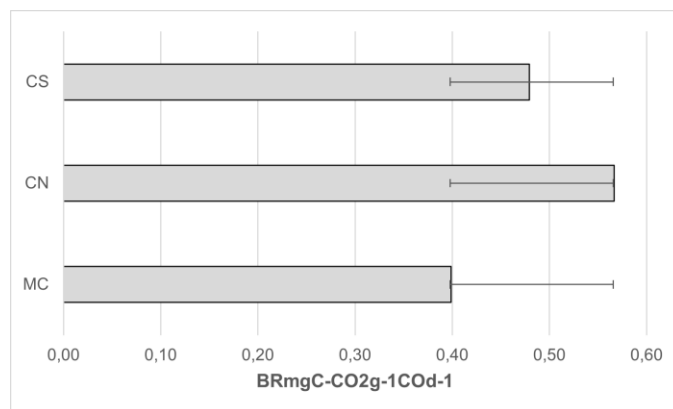


Figura 14. Variación de la respiración basal del suelo bajo distintos tipos de manejo del suelo.

- **Macronutrientes y mesonutrientes.** Los macronutrientes NPK aumentaron un 7,3% y un 1% en las CN y CS, en comparación con el MC. Los mesonutrientes Ca y Mg aumentaron un 11,6% en las CN en comparación con el MC. Sin embargo disminuyeron un 2,72% en las CS (Figura 13).

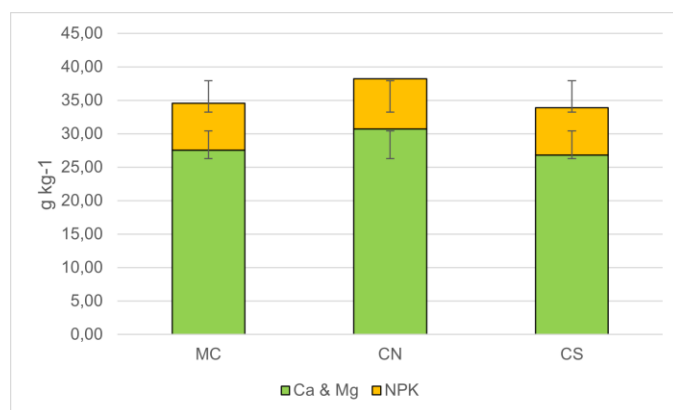


Figura 15. Variación de los macro y mesonutrientes del suelo bajo distintos tipos de manejo del suelo.

4.1.2. SE de regulación

4.1.2.1. Regulación del clima

- **Stock de carbono.** El stock de carbono aumentó en un 9,44% y 34,73% en las CN y CS, respectivamente, en comparación con el MC (Figura 14).

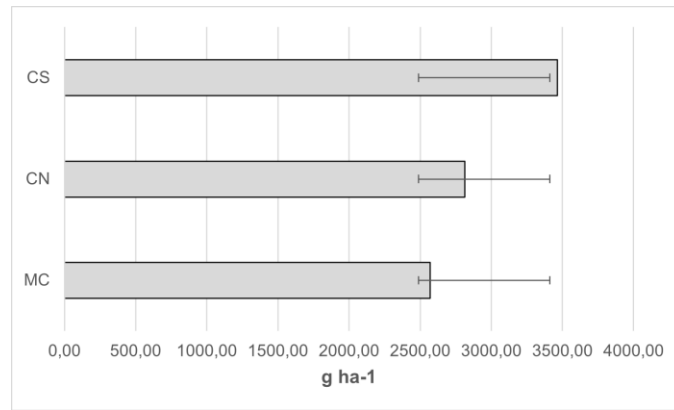


Figura 16. Variación del stock de C bajo distintos tipos de manejo del suelo.

- Gases de efecto invernadero. Los GEI se redujeron un 23,70% en las CN mientras que aumentaron un 47,92% en las CS debido a un mayor uso de maquinaria agrícola en la siembra de los abonos verdes y una mayor descomposición de la materia orgánica con respecto a otros manejos (Figura 15).

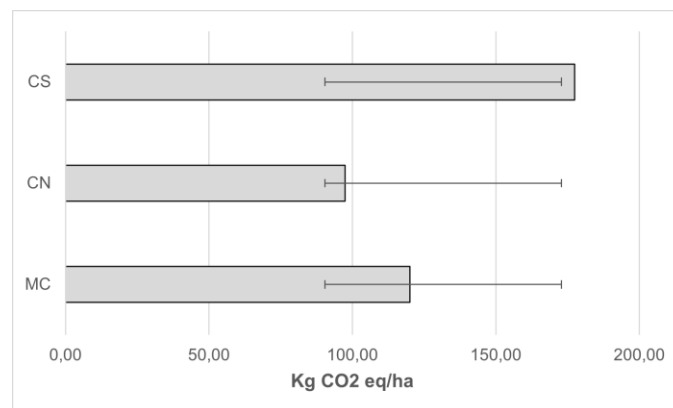


Figura 17. Variación de las emisiones de GEI bajo distintos tipos de manejo del suelo.

4.1.2.2. Regulación de nutrientes

- Pérdida de CO y NPK. En los manejos de CN hubo un aumento del 15,04% en la pérdida de CO mientras que en las CS disminuyó un 2,71% según lo analizado en los colectores de sedimentos. En cuanto a la pérdida de NPK, hubo un aumento del 62,7% y 26,34% en las CN y CS, respectivamente (Figura 16).

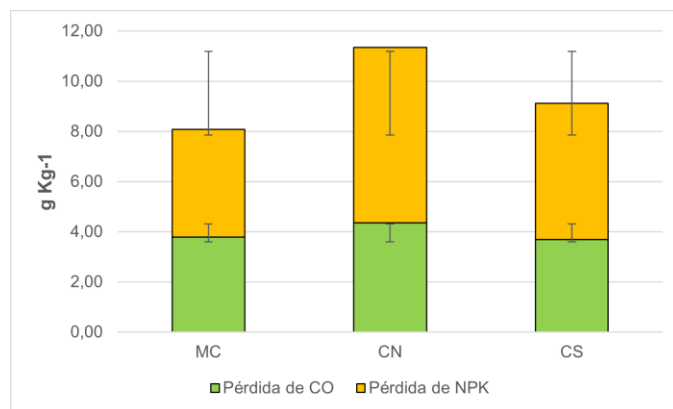


Figura 18. Variación de la pérdida de CO y NPK bajo distintos tipos de manejo del suelo.

- Capacidad de intercambio catiónico. La capacidad de intercambio catiónico aumentó un 81,94% y un 57,55% en las CN y CS, respectivamente, en comparación con el MC (Figura 17).

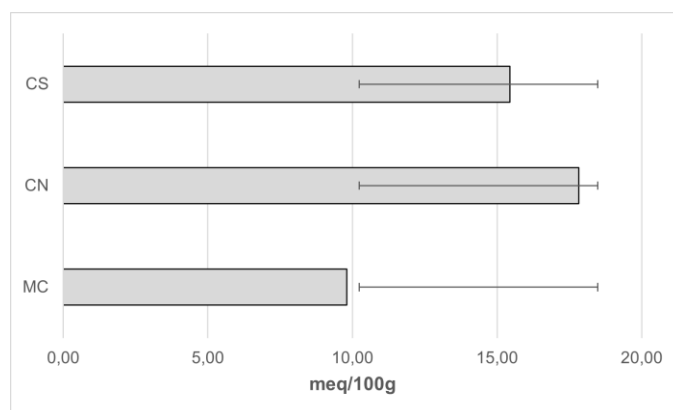


Figura 19. Variación de la capacidad de intercambio catiónico bajo distintos tipos de manejo del suelo.

4.1.2.3. Regulación de la erosión.

- Sedimentos. La cantidad de sedimentos atrapados disminuyó un 85,56% y un 74,65 % en las CN y CS, respectivamente (Figura 18).

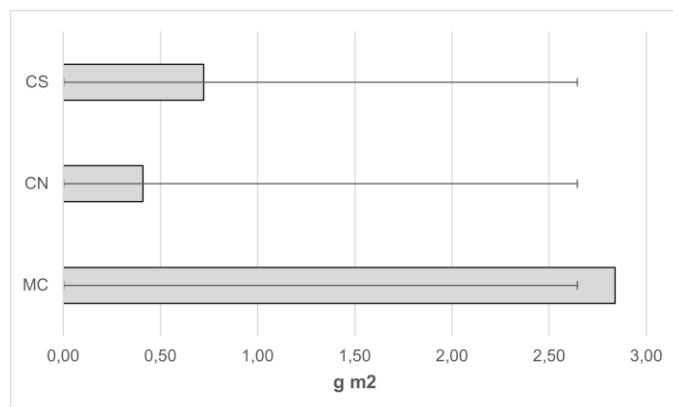


Figura 20. Variación de la cantidad de sedimentos recogidos bajo distintos tipos de manejo del suelo.

- **Distribución de tamaño de agregados.** El tamaño medio de agregado disminuyó un 4,03 % en las CN, mientras que en las CS aumentó un 23,84% (Figura 19).

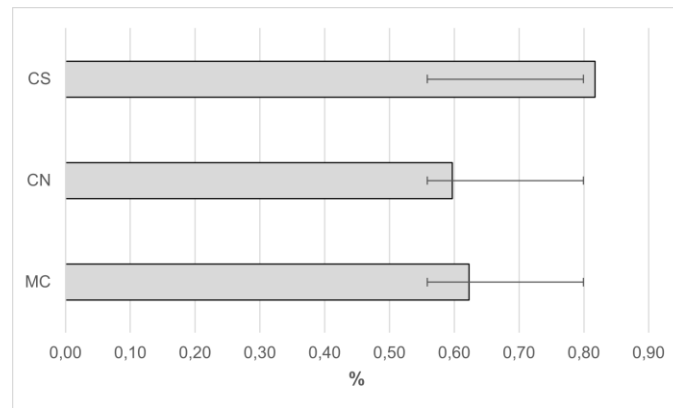


Figura 21. Variación del tamaño medio de agregado bajo distintos tipos de manejo del suelo.

- **Densidad del suelo.** La densidad aparente del suelo aumentó un 5,83% en las CN mientras que disminuyó un 3,54% en las CS (Figura 20).

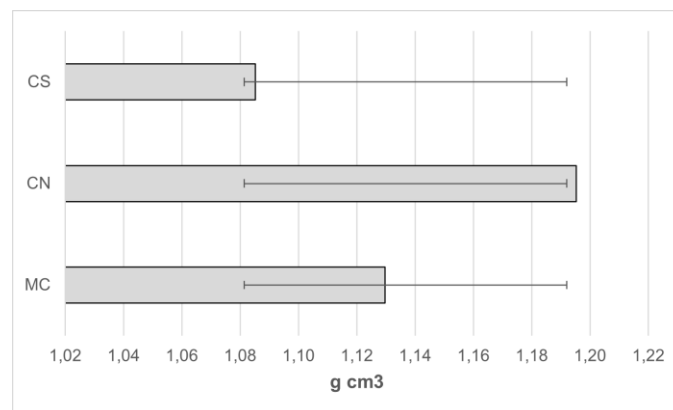


Figura 22. Variación de la densidad aparente del suelo bajo distintos tipos de manejo del suelo.

- **Biomasa vegetal aérea.** La biomasa vegetal aérea aumentó un 181,67% y un 284,15% en las CN y CS, respectivamente (Figura 21).

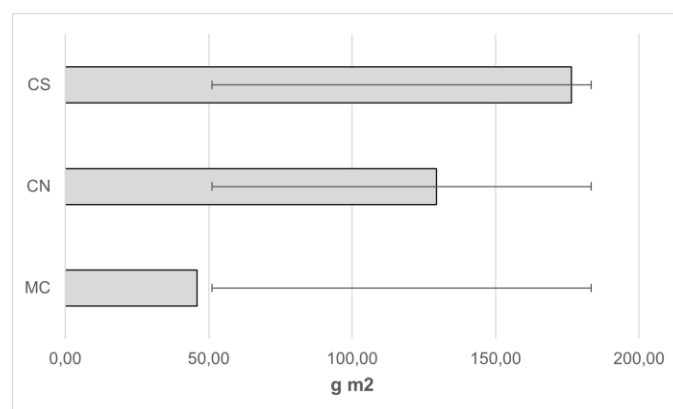


Figura 23. Variación de la biomasa vegetal aérea bajo distintos tipos de manejo del suelo.

4.1.3. SE de aprovisionamiento

4.1.3.1. Producción. Las CN mostraron un aumento del 42% de la producción respecto al MC, mientras que en las CS hubo una disminución del 29% (Figura 22).

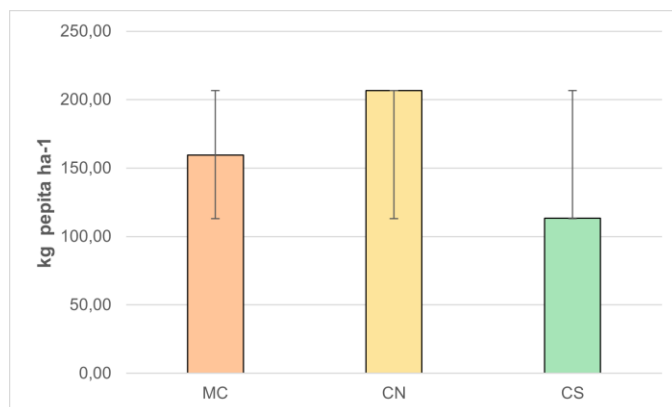


Figura 24. Variación en la producción de pepita de almendra bajo distintos tipos de manejo del suelo.

4.1.3.2. Agua disponible en el suelo. El agua disponible en el suelo disminuyó un 11% y un 21% en las CN y CS, respectivamente (Figura 23).

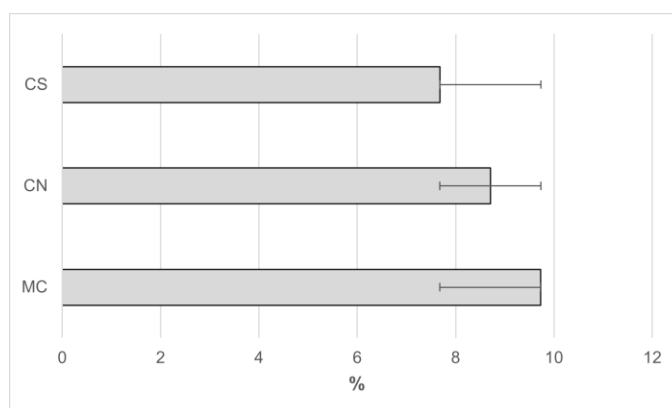


Figura 25. Variación del porcentaje de agua disponible en el suelo bajo distintos tipos de manejo del suelo.

4.1.4. SE culturales

Los indicadores culturales se tomaron de los árboles de valores construidos a partir de las entrevistas a los agricultores, siguiendo una escala de -/+ donde --- corresponde a un 'efecto muy negativo' y +++ a un 'efecto muy positivo'. Las CN y CS mostraron resultados igualmente positivos en comparación con MC.

4.1.5. Indicadores económicos

El beneficio se calculó como la diferencia entre los costos operativos y el beneficio neto (con subvenciones de la PAC por hectárea), mostrando un aumento del 73% y del 64,2% en NC y CS, respectivamente.

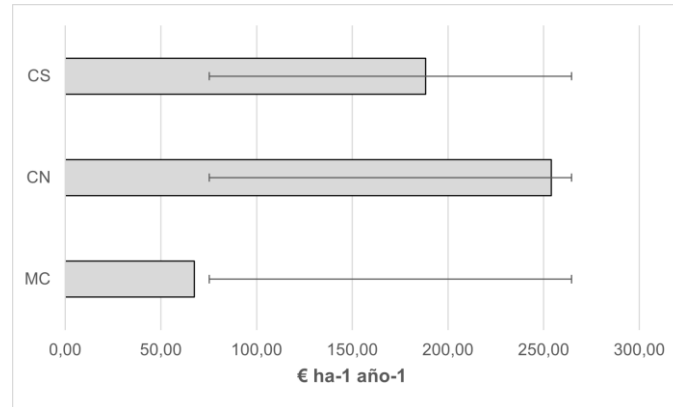


Figura 26. Variación de los beneficios por hectárea bajo distintos tipos de manejo del suelo.

4.1.6. Comparación de los escenarios

Se llevaron a cabo 3 AMC, con una distribución de pesos diferente basada en el análisis de los árboles de valores de los agricultores (Figura 25). La distribución de los pesos resultó equilibrada en el caso de los agricultores que aplicaban prácticas de manejo regenerativas, mientras que con los agricultores convencionales priorizaron los SE de 'aprovisionamiento' y los indicadores económicos. Sin embargo, las puntuaciones totales de los 3 AMC fueron similares (Figura 26).



Figura 27. Asignación de pesos de los distintos SE según agricultores. A la izq. agricultores convencionales. A la dcha. agricultores con manejos regenerativos.

Las CN tuvo un mejor desempeño que las CS, que a su vez tuvo un mejor desempeño que el MC en ambos AMCs. Las puntuaciones para diferentes grupos de SE y la puntuación total se muestran en detalle en la Figura X. Los escenarios de CN y CS obtuvieron resultados similares para los SE de apoyo y regulación, y puntuaciones idénticas en los SE culturales en los 3

AMCs. Las puntuaciones de los SE de aprovisionamiento mostraron un mejor desempeño de las CN y MC con puntuaciones similares en ambos AMCs (0,91 y 0,96, respectivamente, en el AMC1; 0,95 y 0,89, respectivamente, en el AMC2; 0,85 y 0,92, en el AMC3), pero las CS tuvieron un peor desempeño (0,75; 0,67 y 0,72 en el AMC1, AMC2 Y AMC3, respectivamente). En cuanto a los beneficios económicos netos, los resultados de los AMC muestran que las CN tuvieron la puntuación más alta, seguido de las CS y el MC en último lugar, con puntuaciones de 1; 0,74 y 0,27, respectivamente, en los AMC1 y AMC2. Si atendemos al tercer AMC, donde se descuenta la subvención de la PAC, obtiene una puntuación de 0,26; 0,19 y -0,17 para las CN, CS y MC respectivamente. Las puntuaciones generales según los diferentes pesos fueron consistentes con las puntuaciones individuales y mostraron que las CN fueron el manejo de tierras con mejor desempeño a lo largo de los 3 AMC realizados, con una diferencia ligeramente mayor en el AMC2 (Figura 26 y 27).

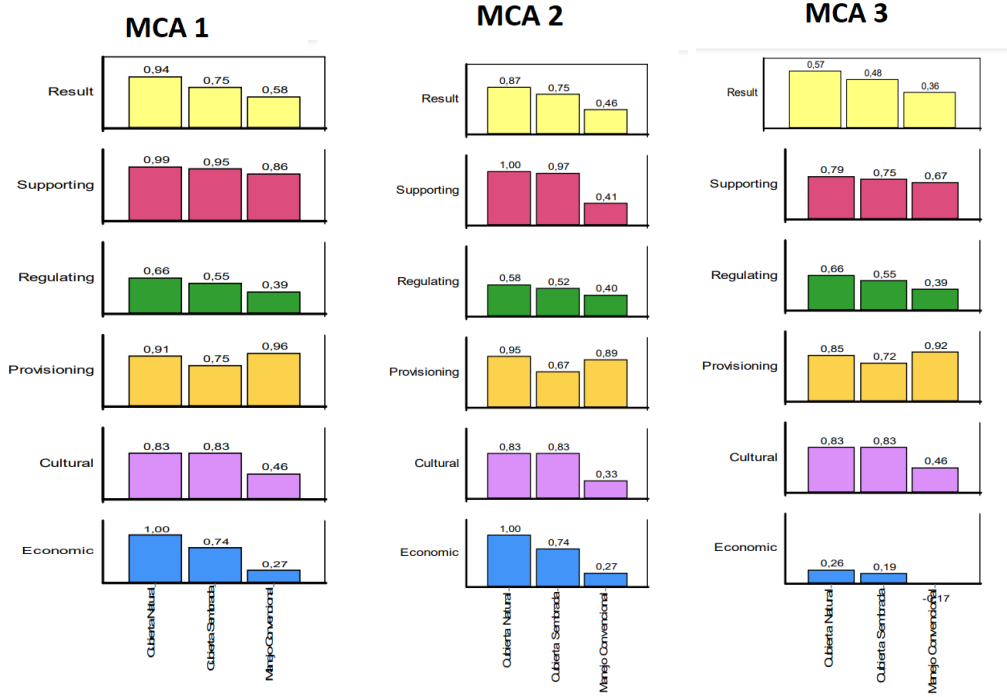


Figura 28. Resultados de los AMC. AMC1: agricultores convencionales con subvención. AMC2: Agricultores con manejos regenerativos con subvención. AMC3: Agricultores convencionales sin subvención.

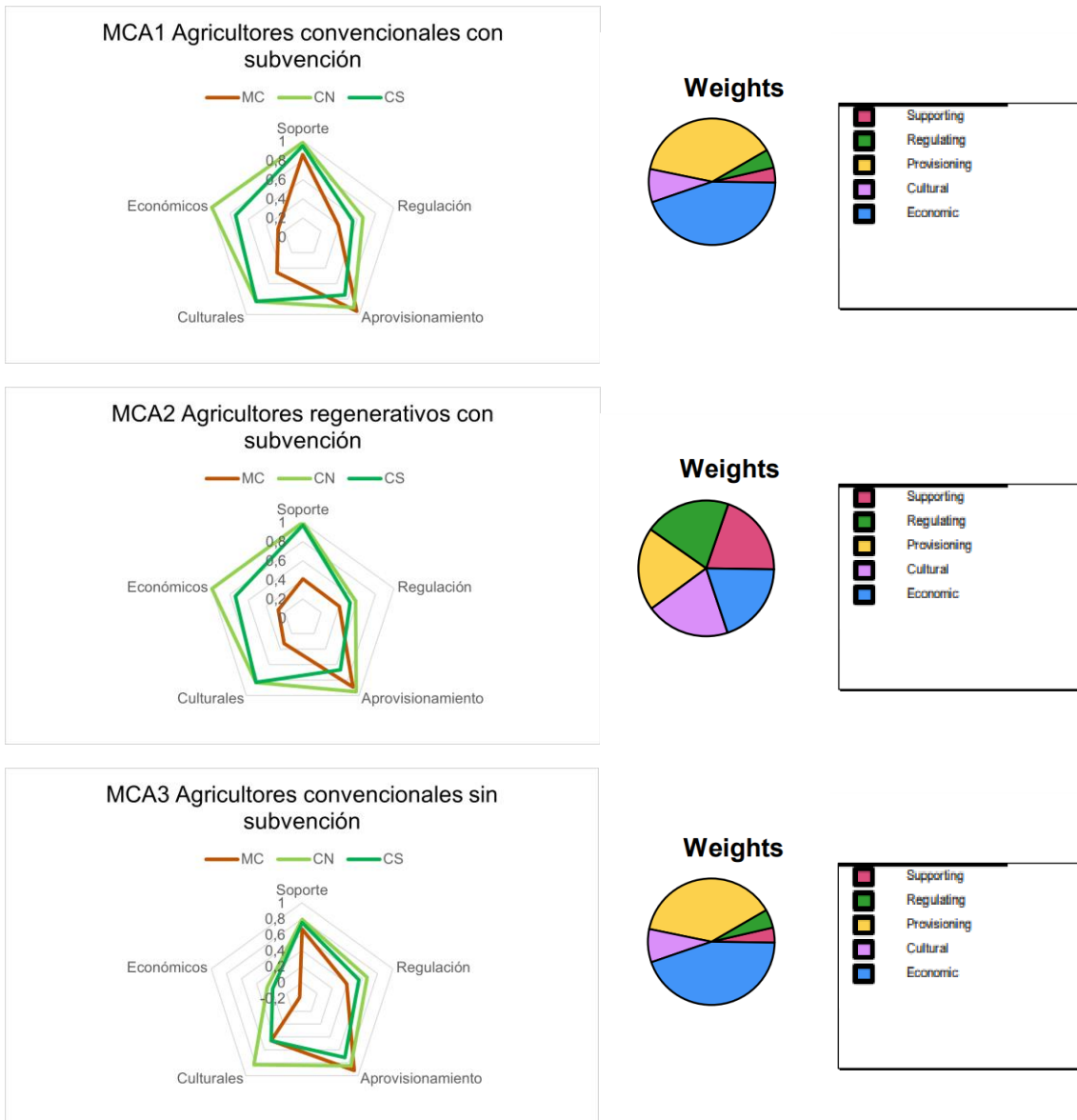


Figura 29. Relación de los resultados según el tipo de manejo del suelo y los pesos.

Tabla 1. Tabla de efectos de los SE bajo distintos tipos de manejos de suelo. C/B indica si el aumento de los valores supone un coste o un beneficio al efecto. La escala ---/+++ abarca el rango --- (impacto muy negativo) a +++ (impacto muy positivo).

SE		Indicador	C/B	Unidad	Método de estandarización	MC	CN	CS
Grupo	Subgrupo							
Soporte	Hábitat	Cubierta vegetal	B	si/no	Binario 1/0	no	yes	yes
		Fertilidad del suelo	CO	B	g kg ⁻¹	Máximo	2,20	2,65
	N		B	g kg ⁻¹	Máximo	0,18	0,22	0,23
	C:N		B		Rango	9,27	9,97	10,16
	Respiración basal		B	BRmgC-CO ₂ g ⁻¹ Cod ⁻¹	Máximo	0,40	0,57	0,48
	Ca & Mg		B	g kg ⁻¹	Máximo	27,53	30,72	26,80
	NPK	B	g kg ⁻¹	Máximo	7,00	7,51	7,07	
Regulación	Regulación del clima	Stock de C	B	g ha ⁻¹	Máximo	2.570,93	2.813,71	3.463,75
		GEI	C	kg ⁻¹ CO ₂ eq/ha ⁻¹	Máximo	120	97,50	177,50
	Regulación de nutrientes	Pérdida de CO	C	g kg ⁻¹	Máximo	3,79	4,36	3,69
		Pérdida de NPK	C	g kg ⁻¹	Máximo	4,29	6,98	5,42
		CEC	B	meq/100g	Máximo	9,80	17,83	15,44
	Control de la erosión	Sedimento	C	g m ²	Máximo	2,84	0,41	0,72
		MWD	B	%	Máximo	62,23	59,72	81,71
		Densidad aparente	C	g cm ³	Máximo	1,13	1,20	1,09
		Biomasa vegetal aérea	B	g m ²	Máximo	45,94	129,40	176,48
	Aprovisionamiento	Producto	Producción	B	kg (pepita) ⁻¹ ha ⁻¹ año ⁻¹	Máximo	159,46	206,67
Agua		Agua disponible en el suelo	B	%	Máximo	9,73	8,71	7,68
Cultural	Carácter natural	Elementos naturales	B	---/+++	Máximo	---	++	++
		Identidad	Satisfacción	B	---/+++	Máximo	0	++
	Herencia agrícola y cultural	Legado	B	---/+++	Máximo	0	++	++

Indicadores
económicos

Beneficio neto

Beneficios-costes

B

€ ha⁻¹ yr⁻¹

Máximo

67.49

254.06

188.42

4.2. Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad mostró que el escenario de CN fue robusto ante cambios en los pesos. No hubo variación en el ranking de los escenarios (reversión de algún escenario en la puntuación final) en ninguna variación de los pesos de los SE e indicadores económicos para los escenarios de CN/CS en AMC1; MC/CN en AMC2; CN/CS en AMC2; MC/CN en AMC3; CN/CS en AMC3. Lo cual nos indica que el escenario de CN es un escenario que puntúa muy bien en la optimización de servicios ecosistémicos e indicadores económicos, pero además es un escenario muy estable. Los pesos necesarios para la reversión del MC con otros escenarios en los AMC donde sí fue posible se muestran en las tablas 3-6.

Tabla 3. Pesos necesarios para la reversión del MC con la CN en AMC1.

SE	Pesos originales	Pesos para reversión		Puntuaciones totales para reversión
Soporte	0,039	0,014	MC	0,75
Regulación	0,046	0,017		
Aprovisionamiento	0,382	0,774	CN	0,75
Cultural	0,085	0,031		
Económicos	0,449	0,164	CS	0,63

Tabla 4. Pesos necesarios para la reversión del MC con la CS en AMC1.

SE	Pesos originales	Pesos para reversión		Puntuaciones totales para reversión
Soporte	0,039	0,011	MC	0,48
Regulación	0,046	0,03		
Aprovisionamiento	0,382	0,437	CN	0,57
Cultural	0,085	0,061		
Económicos	0,449	0,46	CS	0,48

Tabla 5. Pesos necesarios para la reversión del MC con la CS en AMC2.

SE	Pesos originales	Pesos para reversión		Puntuaciones totales para reversión
Soporte	0,039	0,048	MC	0,47
Regulación	0,046	0,077		
Aprovisionamiento	0,382	0,522	CN	0,59
Cultural	0,085	0,027		
Económicos	0,449	0,325	CS	0,47

Tabla 6. Pesos necesarios para la reversión del MC con la CS en AMC3.

SE	Pesos originales	Pesos para reversión		Puntuaciones totales para reversión
Soporte	0,039	0,072	MC	0,59
Regulación	0,046	0,053		
Aprovisionamiento	0,382	0,598	CN	0,69
Cultural	0,085	0,036		
Económicos	0,449	0,241	CS	0,59

4.3. Análisis del entorno social. Valores y barreras.

El árbol de valores resultante para los agricultores convencionales fue de menor tamaño que el de agricultores que realizan manejos regenerativos (Figuras 7 y 8). Los valores relacionados con la conciencia ecológica sólo estaban presentes en los agricultores regenerativos. También muestran mayores valores de desarrollo personal. La baja adopción de las prácticas regenerativas se ve limitada por muchos factores sociológicos y creencias tradicionales no basadas en la ciencia, como la competencia por el agua y los nutrientes entre el cultivo principal y el cultivo secundario, y la propagación de plagas debido al cultivo secundario. En el ejercicio de las entrevistas a agricultores, encontramos diferencias en las motivaciones de los agricultores en la implementación en sus prácticas de manejo relacionadas con su relación de poder en la toma de decisiones. Junto con el análisis de los árboles de valores se puede determinar que la carencia de factores de desarrollo personal en los agricultores convencionales deriva también en una merma de la percepción propia del agricultor y su motivación laboral. Además, la información, comunicación y coproducción sobre prácticas agrarias suele seguir un procedimiento unidireccional top-down: el compromiso se inicia y se dirige de arriba hacia abajo por parte de una organización con poder de toma de decisiones, consultando al público y a las partes interesadas (pero conservando el poder de toma de decisiones) o simplemente comunicando las decisiones a ellos (Reed et al., 2018).

Una mayor conciencia ecológica en los agricultores regenerativos parece estar vinculada a mayores índices de satisfacción personal y a sus propios intereses e inquietudes, según la información derivada de las entrevistas. La conciencia ecológica observada en el grupo de agricultores regenerativos se basa también en un mayor conocimiento de los procesos ecológicos involucrados en la agricultura y las interacciones entre suelo y planta, y en la búsqueda no sólo del rendimiento económico sino de realización personal. El árbol de valores de estos agricultores nos transmite también la búsqueda de nuevas oportunidades de negocio con un peso importante de la ética medioambiental, trabajando en favor de la naturaleza. Los flujos de información, comunicación y coproducción entre este grupo de agricultores son de deliberación y ascendentes: el compromiso es iniciado y liderado por las partes interesadas y/o el público, quienes participan en discusiones bidireccionales sobre la decisión con otros públicos y partes interesadas relevantes para tomar una decisión. La decisión puede ser tomada e implementada por un solo grupo o un pequeño grupo de partes interesadas/públicos basándose en el conocimiento adquirido a través de la deliberación, o la decisión puede ser coproducida, poseída e implementada por todo el grupo (Reed et al., 2018).

5. Discusión

La transición a prácticas de agricultura regenerativa promete mejorar la calidad del suelo, reducir la erosión y mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero. Se requieren evaluaciones de impacto integrales para orientar la toma de decisiones (Raich & Schleinsger, 1992; Luján-Soto et al., 2021). En este contexto, los AMC pueden ayudar a lograr estos objetivos al integrar diferentes tipos de datos y evaluar escenarios complejos, asegurando un enfoque holístico hacia la sostenibilidad (Goggin et al., 2019). La agricultura sostenible abarca no solo factores físicos y biológicos, como la calidad del suelo y la biodiversidad, sino también dimensiones sociales y económicas. Además, necesitamos incorporar en las evaluaciones integradas el contexto local y la participación de las partes interesadas, proporcionando un mecanismo para recopilar datos específicos del contexto y fomentar la participación activa de las partes afectadas en el proceso de toma de decisiones (de Vente et al., 2016; Sherwood & Uphoff, 2000). Un método eficaz y poco explorado para incorporar las opiniones de las partes interesadas es el uso del análisis de árboles de valores. Analizar los valores es crucial para construir la confianza y la colaboración entre científicos y agricultores, y también nos proporciona criterios para priorizar los diferentes intereses en los servicios ecosistémicos. Los AMC pueden capturar estos valores entre las partes interesadas, proporcionando orientación valiosa a los tomadores de decisiones para alinear los planes con los valores predominantes. Este estudio muestra que las prácticas de agricultura regenerativa pueden ser utilizadas como una solución para mejorar los servicios ecosistémicos en varios de sus grupos, incluyendo la preservación de valores culturales, y los ingresos de los agricultores. De esta manera, se puede garantizar la regeneración del suelo y la sostenibilidad de los cultivos locales y las formas de vida de los agricultores en un futuro cercano (Luján-Soto et al., 2021).

5.1. El potencial de las cubiertas verdes en la generación de servicios ecosistémicos en almendro de secano.

Al considerar el contexto ambiental local, los factores socioeconómicos y los objetivos de gestión específicos, los resultados de este estudio sugieren que las CN y las CS tienen el potencial de proporcionar múltiples beneficios en términos de servicios ecosistémicos y son económicamente aún más rentables que la gestión convencional. Estas prácticas regenerativas (CN y CS) demuestran impactos positivos en los indicadores de apoyo, regulación, provisión, culturales e indicadores económicos. Si bien los efectos específicos pueden variar según el enfoque de gestión y las perspectivas de los agricultores, el rendimiento general favorece consistentemente a las CN, convirtiéndolas en una estrategia prometedora de gestión de tierras para mejorar la salud del ecosistema y la sostenibilidad agrícola debido a:

- Mejor desempeño en servicios ecosistémicos: Según el análisis de múltiples criterios, las cubiertas naturales (CN) obtuvieron puntuaciones más altas en varios grupos de servicios ecosistémicos, incluyendo servicios de apoyo, regulación y culturales. Esto sugiere que las CN tienen un impacto positivo en una amplia gama de aspectos ambientales y culturales.
- Mayor beneficio económico: El análisis también indica que las CN generaron un mayor beneficio económico en comparación con el MC. Esto se debe a una disminución de las horas de trabajo y ahorro de combustible.
- Menos pérdida de suelo y nutrientes: Las CN demostraron una reducción significativa en la producción de sedimentos, lo que indica una mejor capacidad de control de la erosión. Aunque se mencionaron pérdidas de nutrientes, el beneficio neto en términos de conservación de suelo y agua es más positivo comparado con el manejo convencional.
- Alineación con la sostenibilidad: Las CN se consideran prácticas más sostenibles debido a su enfoque en la regeneración y mejora de los recursos naturales y su capacidad para mantener servicios ecosistémicos esenciales a largo plazo.

Al contrario que las CN, el MC aparece a lo largo de los 3 AMC como la peor alternativa de prácticas de manejo del suelo debido a:

- Menor Desempeño en Servicios Ecosistémicos: El análisis indica que el manejo convencional (MC) tuvo un peor desempeño en términos de servicios ecosistémicos, incluyendo una menor cosecha de almendras y un impacto negativo en el contenido de agua disponible en el suelo.
- Menor Beneficio Económico: El MC obtuvo puntuaciones económicas más bajas que el CN al tener mayores insumos como mano de obra, combustible u otros además de no haber un aumento significativo de la producción que permita revertir el coste de los insumos.
- Mayor Pérdida de Suelo y Nutrientes: El MC muestra mayores tasas de erosión y pérdida de suelo. Además, también muestra mayores pérdidas de nutrientes por erosión, afectando negativamente a para la calidad del suelo.
- Menos Sostenible: El manejo convencional a menudo implica prácticas intensivas que pueden agotar los recursos naturales a largo plazo y no se considera tan sostenible como los enfoques regenerativos.

5.2. Principales barreras a la adopción generalizada de cubiertas verdes en almendro de seco.

Es importante destacar que estos hallazgos se basan en los indicadores y el análisis específico realizados en el estudio y pueden variar según el contexto y las condiciones locales. Sin embargo, en el contexto de este estudio en particular, las cubiertas naturales (CN) destacaron como la mejor alternativa debido a su capacidad para ofrecer una amplia gama de servicios ecosistémicos positivos y beneficios económicos.

Pese a numerosos estudios demostrando la viabilidad de técnicas de agricultura regenerativa, la baja adopción de estas prácticas está limitada por muchos factores sociológicos y creencias tradicionales no basadas en la ciencia, como la competencia por el agua y los nutrientes entre el cultivo principal y el secundario, la propagación de plagas debido al cultivo secundario y otros. Las barreras para la implantación de la agricultura regenerativa pueden ser diversas y varían según el contexto y las regiones. Algunas de las barreras comunes incluyen la falta de conocimiento y educación sobre estas prácticas, los costos iniciales y los riesgos percibidos, la resistencia al cambio por parte de los agricultores, los problemas de acceso a recursos necesarios, las presiones externas y normativas, y las condiciones climáticas cambiantes que pueden aumentar la incertidumbre en la agricultura.

Es crucial promover programas de educación y capacitación para aumentar la conciencia y la comprensión de las prácticas regenerativas, ofrecer incentivos financieros y subvenciones para ayudar a cubrir los costos iniciales y compartir casos de éxito que demuestren la rentabilidad a largo plazo, facilitar una transición gradual con apoyo técnico y asesoramiento personalizado, establecer redes de apoyo y cooperativas agrícolas para compartir recursos y conocimientos, abogar por políticas agrícolas que respalden la agricultura regenerativa y promover certificaciones y etiquetado que valoren estas prácticas. Además, sería importante, proporcionar información y herramientas para ayudar a los agricultores a adaptarse a las condiciones climáticas cambiantes y promover prácticas que mejoren la resiliencia y la adaptación al cambio climático. Superar estas barreras requerirá un enfoque integral que involucre a agricultores, gobiernos, organizaciones agrícolas, científicos y consumidores, y que promueva la educación, el apoyo financiero y la colaboración para impulsar la adopción de la agricultura regenerativa y aprovechar sus beneficios para la agricultura sostenible en los tres pilares de la sostenibilidad: medioambiental, social y económico. Los recién aprobados ecorregímenes de la nueva Política Agrícola Común empujada por el Pacto Verde europeo puede suponer una oportunidad para la adopción generalizada de estas prácticas al estar las cubiertas verdes de varios tipos incluidas en el paquete primero de Agricultura del carbono y

pudiendo suponer un incentivo económico en leñosos en pendientes entre 5-10 % de ~120 €/ha y ~71 € en pendientes inferiores al 5%.

6. Conclusiones

De los escenarios de manejo agrícola analizados en esta investigación, los cultivos bajo CN parecen ser el escenario más sostenible, cercano a los cultivos bajo CS, utilizando los 22 indicadores seleccionados y criterios económicos. Esto significa que los CN no solo ofrecen beneficios ambientales, como la mejora de la calidad del suelo, la reducción de la erosión y la mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero, sino que también destacan desde una perspectiva económica al reducir los costes asociados a la práctica (menos labranza y utilización del banco de semillas nativo). Esta combinación de ventajas ambientales y económicas los posiciona como una opción altamente atractiva para la agricultura sostenible en regiones semiáridas.

Una característica distintiva del presente trabajo es la inclusión de los servicios culturales del ecosistema en la evaluación. Los servicios culturales consideran las perspectivas y valores de los agricultores y las comunidades locales. Esto aporta una dimensión humana y social importante a la evaluación de la sostenibilidad de las prácticas agrícolas. Los valores culturales pueden incluir aspectos como el arraigo cultural, la cohesión comunitaria y la satisfacción de las necesidades espirituales. Al considerar estos aspectos junto con los indicadores físicos, químicos y biológicos tradicionales, se obtiene una imagen más completa de los impactos de las prácticas de manejo agrícola. La agricultura sostenible debe apoyarse en los tres pilares de la sostenibilidad: medioambiental, social y económico.

En conjunto, estos hallazgos sugieren que la adopción más amplia de prácticas como las CN podría conducir a sistemas agrícolas más resilientes y sostenibles medioambientalmente, pero también social y económicamente. Esto es particularmente relevante en regiones semiáridas, donde la agricultura puede ser especialmente vulnerable a la degradación del suelo y el cambio climático.

Sin embargo, es importante reconocer que la adopción de nuevas prácticas agrícolas puede enfrentar obstáculos sociales y culturales, como la competencia por recursos o la resistencia a los cambios. Por lo tanto, la colaboración entre agricultores, servicios de extensión y científicos es esencial para abordar estos desafíos y determinar cómo adaptar estas prácticas de manera efectiva a condiciones específicas y locales y generar una mayor adopción de las mismas. Esta colaboración puede ser fundamental para superar barreras y maximizar los beneficios tanto para el ecosistema como para los agricultores, garantizando la sostenibilidad a largo plazo de la agricultura en regiones semiáridas.

7. Referencias

- Almagro, M., de Vente, J., Boix-Fayos, C., García-Franco, N., Melgares de Aguilar, J., González, D., Solé-Benet, A., & Martínez-Mena, M. (2016). Sustainable land management practices as providers of several ecosystem services under rainfed Mediterranean agroecosystems. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21(7), 1029–1043. <https://doi.org/10.1007/s11027-013-9535-2>
- Ashton, M. S., Tyrrell, M. L., Spalding, D., & Gentry, B. (2012). Managing forest carbon in a changing climate. In *Managing Forest Carbon in a Changing Climate*. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2232-3>
- Beare, M. H., Cabrera, M. L., Hendrix, P. F., & Coleman, D. C. (1994). Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional- and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58(3), 787–795. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800030021x>
- Bergez, J.-E., Béthinger, A., Bockstaller, C., Cederberg, C., Ceschia, E., Guilpart, N., Lange, S., Müller, F., Reidsma, P., Riviere, C., Therond, O., & van der Werf, H. M. G. (2022). Integrating agri-environmental indicators, ecosystem services assessment, life cycle assessment and yield gap analysis to assess the environmental sustainability of agriculture. *Ecological Indicators*, 141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109107>
- Boix-Fayos, C., Boerboom, L. G. J., Janssen, R., Martínez-Mena, M., Almagro, M., Pérez-Cutillas, P., Eekhout, J. P. C., Castillo, V., & de Vente, J. (2020). Mountain ecosystem services affected by land use changes and hydrological control works in Mediterranean catchments. *Ecosystem Services*, 44. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101136>
- Boix-Fayos, C., & de Vente, J. (2023). Challenges and potential pathways towards sustainable agriculture within the European Green Deal. *Agricultural Systems*, 207. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2023.103634>
- Boix-Fayos, C., Nadeu, E., Quiñonero, J. M., Martínez-Mena, M., Almagro, M., & De Vente, J. (2015). Sediment flow paths and associated organic carbon dynamics across a Mediterranean catchment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(3), 1209–1223. <https://doi.org/10.5194/hess-19-1209-2015>
- Cabral, P., Campos, F. S., David, J., & Caser, U. (2021). Disentangling ecosystem services perception by stakeholders: An integrative assessment based on land cover. *Ecological Indicators*, 126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107660>

COP 10 2010. Convention on Biological Diversity. Decision X/2 Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. Rescatado de: <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>. Fecha de visita 30/08/2023.

Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Sutton, P., & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Díaz, E., Martínez-Mena, M., de Vente, J., Almagro, M., & Boix-Fayos, C. (2019). Total carbon (organic and inorganic carbon) and nitrogen. En *HANDBOOK OF PLANT AND SOIL ANALYSIS FOR AGRICULTURAL SYSTEMS*. Crop diversification and low-input farming across Europe: From practitioners' engagement and ecosystem services to increased revenues and value chain organization (Jorge Álvaro Fuentes, Dénes Lóczy, Sören Thiele-Bruhn, Raúl Zornoza, Vol. 1-Capítulo 2.2.7., pp. 277- 280). Crai UPCT editores

De Leijster, V., Verburg, R. W., Santos, M. J., Wassen, M. J., Martínez-Mena, M., de Vente, J., & Verweij, P. A. (2020). Almond farm profitability under agroecological management in south-eastern Spain: Accounting for externalities and opportunity costs. *Agricultural Systems*, 183. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102878>

De, M. S., Prager, M., Naranjo, R. E., & Sanclemente, O. E. (2012). El suelo, su metabolismo, ciclaje de nutrientes y prácticas agroecológicas. *Agroecología*, 7(1), 19-34.

Devente, J., Reed, M. S., Stringer, L. C., Valente, S., & Newig, J. (2016). How does the context and design of participatory decision making processes affect their outcomes? Evidence from sustainable land management in global drylands. *Ecology and Society*, 21(2). <https://doi.org/10.5751/ES-08053-210224>

Edwards, A. P., & Bremner, J. M. (1967). Microaggregates in soil. *Journal of Soil Science*, 18(1), 64–73. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1967.tb01488.x>

Egoh, B. N., Drakou, E., Dunbar, M. B., Maes, J., & Willemsen, L. (2012). Indicators for mapping ecosystem services: a review. (JRC Scientific and Policy Reports; No. EUR 25456 EN). Joint Research Centre. <https://doi.org/10.2788/41823>, <https://doi.org/10.2788/41823>

European Commission, 2013a. Let's talk about rural development money! Financial planning and implementation of rural development in the 2007–13 programming period. Publications Office of the European Union, Luxembourg. https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/rural-area-economics/briefs/pdf/10_en.pdf

European Commission, 2013b. Overview of the CAP Reform 2014–2020. Publications Office of the European Union, Luxembourg. https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/policy-perspectives/policy-briefs/05_en.pdf

Favretto, N., Stringer, L. C., Dougill, A. J., Dallimer, M., Perkins, J. S., Reed, M. S., Atthopheng, J. R., & Mulale, K. (2016). Multi-Criteria Decision Analysis to identify dryland ecosystem service trade-offs under different rangeland land uses. *Ecosystem Services*, 17, 142–151. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.005>

Fernández-Soler, C. (2022). Assessing the potential of different cover crop management strategies for climate change mitigation and adaptation and for the provision of ecosystem services related to carbon sequestration in rainfed woody crop systems (tesis de master sin publicar). Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica, Cartagena, Spain.

Franzluebbers, A. J., Langdale, G. W., & Schomberg, H. H. (1999). Soil carbon, nitrogen, and aggregation in response to type and frequency of tillage. *Soil Science Society of America Journal*, 63(2), 349–355. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300020012x>

Garcia-Franco, N., Albaladejo, J., Almagro, M., & Martínez-Mena, M. (2015). Beneficial effects of reduced tillage and green manure on soil aggregation and stabilization of organic carbon in a Mediterranean agroecosystem. *Soil and Tillage Research*, 153, 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.05.010>

Goggin, C. L., Barrett, T., Leys, J., Summerell, G., Gorrod, E., Waters, S., Littleboy, M., Auld, T. D., Drielsma, M. J., & Jenkins, B. R. (2019). Incorporating social dimensions in planning, managing and evaluating environmental projects. *Environmental Management*, 63(2), 215–232. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-01131-w>

Gordon, E., Davila, F., & Riedy, C. (2022). Transforming landscapes and mindscapes through regenerative agriculture. 39, 809–826. <https://doi.org/10.1007/s10460-Q21-10276-o>

Guo, Z., Chang, C., Zou, X., Wang, R., Li, J., & Li, Q. (2021). A model for characterizing dry soil aggregate size distribution. *CATENA*, 198, 105018. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2020.105018>

Gutierrez, F. V., De Camino, R., & Imbach, A. (2012). Mapping priority areas for forest landscape restoration and improvement of rural community livelihoods in Guatemala's San Marcos Highlands | Mapeo de áreas prioritarias para la restauración del paisaje forestal y mejora de los medios de vida de comunidad. *Bois et Forets Des Tropiques*, 66(313), 73–83.

Håkansson, I., & Lipiec, J. (2000). A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. *Soil and Tillage Research*, 53(2), 71–85. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00095-1](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00095-1)

Hevia, G. G., Mendez, M., & Buschiazzo, D. E. (2007). Tillage affects soil aggregation parameters linked with wind erosion. *Geoderma*, 140(1–2), 90–96. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.03.001>

Keesstra, S., Nunes, J., Novara, A., Finger, D., Avelar, D., Kalantari, Z., & Cerdà, A. (2018). The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of The Total Environment*, 610–611, 997–1009. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.08.077>

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

Li, Z., Lu, H., Ren, L., & He, L. (2013). Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere*, 93(7), 1247–1257. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.064>

Lloyd, J., & Taylor, J. A. (1994). On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology*, 8(3), 315–323. <https://doi.org/10.2307/2389824>

Lóczy, D., & Dezső, J. (2019). Bulk density. En *HANDBOOK OF PLANT AND SOIL ANALYSIS FOR AGRICULTURAL SYSTEMS. Crop diversification and low-input farming across Europe: From practitioners' engagement and ecosystem services to increased revenues and value chain organization* (Jorge Álvaro Fuentes, Dénes Lóczy, Sören Thiele-Bruhn, Raúl Zornoza, Vol. 1-Capítulo 2.1.9, pp. 164- 167). Crai UPCT editores

Lynch, J. M., & Bragg, E. (1985). Microorganisms and soil aggregate stability. In *Advances in soil science*. Vol. 2.

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

Martínez-Mena, M., Carrillo-López, E., Boix-Fayos, C., Almagro, M., García Franco, N., Díaz-Pereira, E., Montoya, I., & de Vente, J. (2020). Long-term effectiveness of sustainable land management practices to control runoff, soil erosion, and nutrient loss and the role of rainfall

intensity in Mediterranean rainfed agroecosystems. *Catena*, 187. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104352>

Martin-Gorriz, B., Maestre-Valero, J. F., Almagro, M., Boix-Fayos, C., & Martínez-Mena, M. (2020). Carbon emissions and economic assessment of farm operations under different tillage practices in organic rainfed almond orchards in semiarid Mediterranean conditions. *Scientia Horticulturae*, 261. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.108978>

Michael Griffel, L., Toba, A.-L., Paudel, R., Lin, Y., Hartley, D. S., & Langholtz, M. (2022). A multi-criteria land suitability assessment of field allocation decisions for switchgrass. *Ecological Indicators*, 136. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108617>

Millenium Ecosystem Assessment 2005. Current State & Trends Assessment. Rescatado de: <http://www.maweb.org/en/Condition.aspx#download>. Fecha de visita 30/08/2023.

Murcia-Rodriguez, M. A., & Ochoa-Reyes, M. P. (2008). Soil respiration in a weed successional community in the high-andean forest in the Pamplonita river basin, Colombia | Respiración del suelo en una comunidad sucesional de pastizal del bosque altoandino en la cuenca del río Pamplonita, Colombia. *Caldasia*, 30(2), 337–353.

Özbolat, O., Sánchez-Navarro, V., Zornoza, R., Egea-Cortines, M., Cuartero, J., Ros, M., Pascual, J. A., Boix-Fayos, C., Almagro, M., de Vente, J., Díaz-Pereira, E., & Martínez-Mena, M. (2023). Long-term adoption of reduced tillage and green manure improves soil physicochemical properties and increases the abundance of beneficial bacteria in a Mediterranean rainfed almond orchard. *Geoderma*, 429. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116218>

Paracchini M, Petersen J, Hoogeveen Y, Bamps C, Burfield I, Van Swaay C. (2008). High Nature Value Farmland in Europe - An Estimate of the Distribution Patterns on the Basis of Land Cover and Biodiversity Data. EUR 23480 EN. Luxembourg (Luxembourg): OPOCE. Parfitt, R. L., Giltrap, D. J., & Whitton, J. S. (1995). Contribution of organic matter and clay minerals to the cation exchange capacity of soils. *Communications in soil science and plant analysis*, 26(9-10), 1343-1355.

Pretty, J. N. (1997). The sustainable intensification of agriculture. *Natural Resources Forum*, 21(4), 247–256. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.1997.tb00699.x>

Raich, J. W., & Schlesinger, W. H. (1992). The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44(2), 81–99. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00001.x>

Ratliff, L. F., Ritchie, J. T., & Cassel, D. K. (1983). Field-measured limits of soil water availability as related to laboratory-measured properties. *Soil Science Society of America Journal*, 47(4), 770-775.

Reed, M. S., Vella, S., Challies, E., de Vente, J., Frewer, L., Hohenwallner-Ries, D., Huber, T., Neumann, R. K., Oughton, E. A., Sidoli del Ceno, J., Sidoli del Ceno, J., & van Delden, H. (2018). A theory of participation: what makes stakeholder and public engagement in environmental management work? *Restoration Ecology*, 26, S7–S17. <https://doi.org/10.1111/rec.12541>

Reith, E., Gosling, E., Knoke, T., & Paul, C. (2022). Exploring trade-offs in agro-ecological landscapes: Using a multi-objective land-use allocation model to support agroforestry research. *Basic and Applied Ecology*, 64, 103–119. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2022.08.002>

Robertson, G. P., Sollins, P., Ellis, B. G., & Lajtha, K. (1999). Exchangeable ions, pH, and cation exchange capacity. *Standard soil methods for long-term ecological research*, 2, 462.

Ross, D. S., & Ketterings, Q. (1995). Recommended methods for determining soil cation exchange capacity. *Recommended soil testing procedures for the northeastern United States*, 493(101), 62.

Sanjuan, M. E., del Barrio, G., Ruiz, A., & Puigdefabregas, J. (2013). Mapa de la Condición de la Tierra en España 2000-2010 y Memoria, 78.

Shackelford, G. E., Kelsey, R., & Dicks, L. V. (2019). Effects of cover crops on multiple ecosystem services: Ten meta-analyses of data from arable farmland in California and the Mediterranean. *Land Use Policy*, 88. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104204>

Sherwood, S., & Uphoff, N. (2000a). Soil health: research, practice and policy for a more regenerative agriculture. In *Applied Soil Ecology* (Vol. 15).

Sherwood, S., & Uphoff, N. (2000b). Soil health: Research, practice and policy for a more regenerative agriculture. *Applied Soil Ecology*, 15(1), 85–97. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00074-3](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00074-3)

Soto, R. L., Padilla, M. C., Méndez, M. R., Pinto-Correia, T., Boix-Fayos, C., & de Vente, J. (2021). Participatory monitoring and evaluation to enable social learning, adoption, and out-scaling of regenerative agriculture. *Ecology and Society*, 26(4). <https://doi.org/10.5751/ES-12796-260429>

- Suarez, D., & Corson, C. (2013). Seizing Center Stage: Ecosystem Services, Live, at the Convention on Biological Diversity! *Human Geography* (United Kingdom), 6(1), 64–79. <https://doi.org/10.1177/194277861300600105>
- Tittonell, P., El Mujtar, V., Felix, G., Kebede, Y., Laborda, L., Luján Soto, R., & de Vente, J. (2022). Regenerative agriculture—agroecology without politics? *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 6. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2022.844261>
- van Leeuwen, C. C. E., Cammeraat, E. L. H., de Vente, J., & Boix-Fayos, C. (2019). The evolution of soil conservation policies targeting land abandonment and soil erosion in Spain: A review. *Land Use Policy*, 83, 174–186. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.01.018>
- Veenendaal, E. M., Kolle, O., & Lloyd, J. (2004). Seasonal variation in energy fluxes and carbon dioxide exchange for a broad-leaved semi-arid savanna (Mopane woodland) in Southern Africa. *Global Change Biology*, 10(3), 318–328. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2003.00699.x>
- Viguier, L., Cavan, N., Bockstaller, C., Cadoux, S., Corre-Hellou, G., Dubois, S., Duval, R., Keichinger, O., Toqué, C., Toupet de Cordoue, A.-L., Toupet de Cordoue, A.-L., & Angevin, F. (2021). Combining diversification practices to enhance the sustainability of conventional cropping systems. *European Journal of Agronomy*, 127. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126279>
- Vinogradovs, I., Villoslada, M., Nikodemus, O., Ruskule, A., Veidemane, K., Gulbinas, J., Morkvenas, Ž., Kasparinskis, R., Sepp, K., Järv, H., Dotas, A., & Kryžanauskas, A. (2020). Integrating ecosystem services into decision support for management of agroecosystems: Viva grass tool. *One Ecosystem*, 5, 1–20. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e53504>
- Von Winterfeldt, D. (2013). Bridging the gap between science and decision making. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(SUPPL. 3), 14055–14061. <https://doi.org/10.1073/pnas.1213532110>
- Yao, R. T., Palmer, D. J., Payn, T. W., Strang, S., & Maunder, C. (2021). Assessing the broader value of planted forests to inform forest management decisions. *Forests*, 12(6). <https://doi.org/10.3390/f12060662>
- Zhang, Z., Lu, L., Zhao, Y., Wang, Y., Wei, D., Wu, X., & Ma, X. (2023). Recent advances in using Chinese Earth observation satellites for remote sensing of vegetation. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 195, 393–407. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2022.12.006>

Zibilske, L. M., & Bradford, J. M. (2007). Soil aggregation, aggregate carbon and nitrogen, and moisture retention induced by conservation tillage. *Soil Science Society of America Journal*, 71(3), 793–802. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0217>