



Tesis Doctoral

UTILIZACIÓN DE RESTOS DE COSECHA EN INVERNADERO. IMPACTO DEL CAMBIO DE MANEJO SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO Y LA PRODUCTIVIDAD DE LOS CULTIVOS

Jerónimo Salinas Romero

Septiembre 2020



**UNIVERSIDAD
DE ALMERÍA**

**Utilización de restos de cosecha en invernadero.
Impacto del cambio de manejo sobre la calidad del
suelo y la productividad de los cultivos.**

Tesis Doctoral

UNIVERSIDAD DE ALMERÍA

Autor: Jerónimo Salinas Romero

Director: Fernando del Moral Torres

Septiembre 2020

TESIS DOCTORAL

Utilización de restos de cosecha en invernadero. Impacto del cambio de manejo sobre la calidad del suelo y la productividad de los cultivos.

Use of crop residues in greenhouse. Impact of management change on soil quality and crop yield.



DOCTORADO EN AGRICULTURA PROTEGIDA (RD99/11)

**DEPARTAMENTO DE AGRONOMÍA
ESCUELA SUPERIOR DE INGENIERÍA**

UNIVERSIDAD DE ALMERÍA

Jerónimo Salinas Romero

Almería, 2020



Dr. D. Fernando del Moral Torres, Profesor Titular del Departamento de Agronomía de la Universidad de Almería, CERTIFICA que la Tesis Doctoral titulada "Utilización de restos de cosecha en invernadero. Impacto del cambio de manejo sobre la calidad del suelo y la productividad de los cultivos" ha sido realizada bajo mi dirección por D. Jerónimo Salinas Romero para optar al grado de Doctor, y AUTORIZA su depósito para proceder a su lectura y defensa ante el tribunal correspondiente.

En Almería, 12 de junio de 2020

Fdo. Fernando del Moral Torres

Dr. D. Fernando del Moral Torres

Profesor Titular de Universidad

Área de Conocimiento de Edafología y Química Agrícola

Departamento de Agronomía

Escuela Superior de Ingeniería

Universidad de Almería



El alumno de doctorado, D. Jerónimo Salinas Romero, y el director de la Tesis, D. Fernando del Moral Torres, garantizamos que este trabajo ha sido realizado respetando los derechos de los autores al ser citados cuando han sido utilizados sus resultados o publicaciones.

Almería, a 12 de junio de 2020

Alumno de Doctorado

Director de la Tesis

Fdo: Jerónimo Salinas Romero

Fdo: Fernando del Moral Torres

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias a numerosas personas a lo largo del trayecto.

En primer lugar, agradecer a mi director Fernando su paciencia e inestimable ayuda brindada, durante el proceso y desarrollo de este proyecto.

También, mostrar mi gratitud a mis compañeros del área de Edafología y Química Agrícola por su amabilidad en el día a día, haciendo el trabajo más ameno, pero, sobre todo, quiero mencionar especialmente a Mariano (q.e.p.d.) e Inés por darme el ánimo suficiente para iniciar este camino, y por su constante apoyo desde el primer momento que llegué al grupo. También a Miguel Soriano por su colaboración.

A la Estación Experimental "Las Palmerillas", por permitirme desarrollar en sus instalaciones los ensayos del proyecto, y a sus miembros por facilitarme el trabajo en todos estos años.

En lo personal, reconocer a mis familiares su ayuda y apoyo ofrecido, ya que sin ellos no hubiera logrado llegar hasta aquí.

A mis amigos por esos momentos de descanso tan necesarios tras intensos días de trabajo y esfuerzo.

Y por último, a ella, por estar y escucharme cada día, aportando la fuerza necesaria para seguir adelante.

Los resultados de esta Tesis han sido utilizados en:

- Salinas, J., del Moral, F. 2017. Mejora de la calidad del suelo para cultivo en invernadero. En: Jornada Técnica Agroalimentaria "Resultados de los ensayos realizado en la Estación Experimental Cajamar". 9 de junio de 2017. Estación Experimental Cajamar "Las Palmerillas".
- Salinas, J., del Moral, F. 2018. Efecto del aporte de restos de cosecha y fertilizantes orgánicos sobre la calidad del suelo en invernadero. En: 1^{er} Congreso de Jóvenes Investigadores en Ciencias Agroalimentarias. CIAMBITAL. 20 de diciembre de 2018. Universidad de Almería.
- Salinas, J., Meca, D., del Moral, F. 2020. Short-Term Effects of Changing Soil Management Practices on Soil Quality Indicators and Crop Yields in Greenhouses. *Agronomy*, 10, 582. doi.org/10.3390/agronomy10040582.

Actualmente otras publicaciones derivadas de esta Tesis están siendo valoradas por revistas indexadas en Journal Citation Reports (JCR).

ÍNDICE GENERAL

Resumen	1
Abstract	2
CAPÍTULO 1. INTERÉS Y OBJETIVOS	3
CAPÍTULO 2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	7
2.1. Contexto histórico de la agricultura y su problemática	9
2.2. Calidad del suelo	11
2.2.1. Evolución del concepto	11
2.2.2. Importancia en sistemas agrícolas	13
2.3. Indicadores de calidad del suelo	15
2.3.1. Físicos	19
<i>2.3.1.1. Estructura del suelo</i>	20
<i>2.3.1.2. Densidad aparente</i>	21
<i>2.3.1.3. Capacidad de retención de agua, infiltración y conductividad hidráulica</i>	21
<i>2.3.1.4. Estabilidad de los agregados</i>	22
2.3.2. Bioquímicos	23
<i>2.3.2.1. Carbono orgánico total y sus fracciones lábiles</i>	24
<i>2.3.2.2. Actividad enzimática del suelo</i>	32
<i>2.3.2.3. Respiración del suelo</i>	34
<i>2.3.2.4. Conductividad eléctrica, pH y disponibilidad</i>	

<i>nutricional</i>	36
2.4. Insumos en sistemas agrícolas en invernadero	37
CAPÍTULO 3. MATERIAL Y MÉTODOS	45
3.1. Localización y descripción los invernaderos	47
3.2. Diseño experimental general	57
3.2.1. Paquete de manejo convencional (Control, C)	57
3.2.2. Paquete de Manejo Modificado (MM)	58
3.2.3. Material vegetal	61
3.2.3.1. <i>Variedades utilizadas</i>	61
3.2.3.2. <i>Labores culturales</i>	61
3.3. Toma de muestras	62
3.3.1. Suelo	62
3.3.2. Raíces, hongos, bacterias y extracción ADN	63
3.3.3. Riegos y drenajes	64
3.3.4. Material vegetal	64
3.3.4.1. <i>Savia</i>	64
3.3.4.2. <i>Producción</i>	64
3.3.5. Ambiente interior del invernadero	65
3.4. Métodos analíticos	65
3.4.1. Suelo	65

3.4.2. Raíces, hongos, bacterias y extracción ADN	67
3.4.3. Riego y drenaje	68
3.4.4. Análisis vegetal	68
3.4.4.1. Savia	68
3.4.4.2. Producción	68
3.5. Análisis estadístico	68
CAPÍTULO 4. RESULTADOS	69
4.1. Efecto de la aplicación de los paquetes de manejo sobre los indicadores de calidad del suelo	71
4.1.1. Indicadores físicos de calidad del suelo	71
4.1.1.1. Efecto inmediato del laboreo y aplicación de enmiendas orgánicas	71
4.1.1.2. Efecto diferencial entre paquetes de manejo	74
4.1.2. Indicadores bioquímicos de calidad del suelo	80
4.1.2.1. Contenido de carbono orgánico total y sus fracciones lábiles, y contenido de carbonato cálcico	80
4.1.2.2. Actividad enzimática del suelo	84
4.1.2.3. Respiración del suelo	85
4.1.2.3.1. Influencia de factores del suelo sobre respiración	89
4.1.2.3.2. Respiración basal	90
4.1.2.4. Conductividad eléctrica, pH y disponibilidad	

<i>nutricional</i>	92
<i>4.1.2.5. Relación entre indicadores de calidad del suelo</i>	96
4.1.3. Densidad de longitud de raíz, diámetro medio de raíz, abundancia de hongos y bacterias y extracción de ADN en diferentes distancias del gotero	100
4.2. Efecto sobre la humedad volumétrica, temperatura y conductividad eléctrica de la solución del suelo en invernadero	102
4.3. Efecto de la aplicación de los paquetes de manejo sobre aguas subterráneas y sobre el ambiente del invernadero	106
4.3.1. Efecto sobre drenajes en dos paquetes de manejo en invernadero	106
4.3.1.1. Agua drenada	106
4.3.1.2. Nitratos drenados	108
4.3.2. Efecto del paquete de manejo de suelo modificado sobre el ambiente interior del invernadero	109
4.4. Efecto de la aplicación de los paquetes de manejo sobre el cultivo	113
4.4.1. Savia	113
4.4.2. Producción	115
CAPÍTULO 5. DISCUSIÓN	119
5.1. Efecto de la aplicación de los paquetes de manejo sobre los indicadores de calidad del suelo	121

5.2. Efecto de la aplicación de los paquetes de manejo sobre aguas subterráneas y sobre el ambiente del invernadero	132
5.3. Efecto de la aplicación de los paquetes de manejo sobre el cultivo	133
CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES	137
Bibliografía	141
ANEXO I. ABONADO - PAQUETE DE MANEJO CONTROL (C)	
ANEXO II. ABONADO - PAQUETE DE MANEJO MODIFICADO (MM)	

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo 2.

Figura 2.1. Porcentaje de la superficie total de invernaderos del mundo.	10
Figura 2.2. Clasificación de los métodos de separación de las fracciones lábiles del carbono orgánico.	31

Capítulo 3.

Figura 3.1. Ubicación de la zona de estudio.	47
Figura 3.2. (A) Dimensiones de los invernaderos de estudio. (B) Vista exterior parcial de uno de los invernaderos.	48
Figura 3.3. Esquema de un perfil enarenado (izquierda), y vista en el invernadero T1 (derecha).	50
Figura 3.4. Porcentaje acumulado de partículas que atraviesan la luz de malla de 5000, 4000, 3000, 2000, 1000, 500, 250, 100, 75, 50, 20 y 2 μm , en el suelo de cada uno de los dos invernaderos (T0 y T1) en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm).	51
Figura 3.5. Curva característica de humedad en el suelo de cada uno de los dos invernaderos (T0 y T1) en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm).	52
Figura 3.6. (A) Temperaturas medias, mínimas y máximas diarias, y (B) humedades relativas medias, mínimas y máximas diarias en cada uno de dos invernaderos (T0 y T1) entre agosto de 2012 y julio de 2015.	55
Figura 3.7. Invernadero T0, con manejo control (C).	57
Figura 3.8. Invernadero T1, con manejo modificado (MM), tras la preparación del suelo.	59
Figura 3.9. Laboreo en el invernadero T1.	60

Capítulo 4.

Figura 4.1. Porcentaje de partículas que atraviesan la luz de malla (5000, 4000, 3000, 2000, 1000, 500, 250, 100, 75, 50, 20 y 2 μm) del suelo inicial e inmediatamente después de la primera modificación del perfil del suelo, en el paquete de manejo MM. 71

Figura 4.2. Curvas características de humedad en el suelo inmediatamente después de las labores de cultivo y el aporte de enmiendas orgánicas en el paquete de manejo modificado (MM) en ambos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). 72

Figura 4.3. Porcentajes (%) de tipo de poro según su tamaño (μm) tras su medida al inicio de cada una de las tres campañas, tras realizar las labores de cultivo y el aporte de enmiendas orgánicas en el paquete de manejo MM. Fisuras ($>500 \mu\text{m}$), poros de transmisión (50-500 μm), poros de almacenamiento (0,5-50 μm), poros residuales (0,005-0,5 μm) y poros enlazantes ($<0,005 \mu\text{m}$). 74

Figura 4.4. Curvas características de humedad en el suelo de los paquetes de manejo modificado (MM) y convencional (C), al inicio y al final del estudio, en el rango de profundidad 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B). 76

Figura 4.5. Porcentajes (%) de tipo de poro según su tamaño (μm) en los suelos iniciales y finales del estudio de cada paquete de manejo (MM y C), y tras la modificación estructural del suelo en el paquete MM: fisuras ($>500 \mu\text{m}$), poros de transmisión (50-500 μm), poros de almacenamiento (0,5-50 μm), poros residuales (0,005-0,5 μm) y poros enlazantes ($<0,005 \mu\text{m}$). 78

Figura 4.6. Conductividad hidráulica saturada de campo (K_{fs}), expresada en $\text{cm min}^{-1} * 10^{-2}$, al inicio y al final del estudio de cada paquete de manejo (MM y C). 79

Figura 4.7. Tendencia en la campaña de cultivo comparada de los contenidos de carbono orgánico total (COT, g kg^{-1} suelo), carbono orgánico particulado (COP, g kg^{-1} suelo), carbono orgánico soluble en agua (COS, g kg^{-1} suelo), fracción ligera (FL, g kg^{-1} suelo) y carbonato cálcico equivalente ($\text{CaCO}_3 \text{ eq.}$, g kg^{-1} suelo), en rangos de profundidad 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B), en los dos

paquetes de manejo (MM y C), durante las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). 82

Figura 4.8. Tendencia en la campaña de cultivo comparada de actividad deshidrogenasa (DH, mg TPF kg⁻¹ suelo día⁻¹), y actividad β- glucosidasa (GL, μmol PNG kg⁻¹ suelo hora⁻¹), en rangos de profundidad 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B), en los dos paquetes de manejo (MM y C), durante las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). 84

Figura 4.9. Tendencia de la emisión de CO₂ (Rs, μmol CO₂ m⁻² s⁻¹) en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), y en cada campaña de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). 86

Figura 4.10. Relación entre humedad volumétrica del suelo (θ_v, dm⁻³ m⁻³) y temperatura del suelo (T_s, °C), y la respiración del suelo (Rs, μmol CO₂ m⁻² s⁻¹). 87

Figura 4.11. Tendencia de la emisión de CO₂ (Rs, μmol CO₂ m⁻² s⁻¹) en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C) en mitad del pasillo en la segunda campaña de estudio (2016-2017). 88

Figura 4.12. Relación entre humedad volumétrica del suelo (θ_v, dm⁻³ m⁻³) y temperatura del suelo (T_s, °C), y la respiración del suelo (Rs, μmol CO₂ m⁻² s⁻¹) en mitad del pasillo. 89

Figura 4.13. Tendencia en la campaña de cultivo comparada de respiración basal (Rb, mg CO₂-C kg⁻¹ suelo) en rangos de profundidad 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B), en los dos paquetes de manejo (MM y C), durante las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016- 2017 y 2017-2018). 91

Figura 4.14. Tendencia en la campaña de cultivo comparada de conductividad eléctrica (CE, en dS m⁻¹) y pH en la solución del suelo, en rangos de profundidad 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B), en los dos paquetes de manejo (MM y C), durante las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). 92

Figura 4.15. Tendencia en la campaña de cultivo comparada de concentración en la solución del suelo (mg L⁻¹) de cloruros ([Cl⁻]), nitratos ([NO₃⁻]), fosfatos ([H₂PO₄⁻]) y sulfatos ([SO₄²⁻]), en rangos de profundidad 0-15 cm (A) y 15-30

cm (B), en los dos paquetes de manejo (MM y C), durante las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). 95

Figura 4.16. Densidad de longitud de raíz (DLR, cm cm^{-3}) en los primeros 30 cm de profundidad en cada paquete de manejo (C y MM), en función de la posición con respecto al gotero (10 y 30 cm). 100

Figura 4.17. Distribución de densidad de longitud de raíz (DLR) por capa de suelo muestreada, en porcentaje, en las dos posiciones de muestreo (10 y 30 cm con respecto al gotero), en cada paquete de manejo (C y MM). 101

Figura 4.18. Evolución temporal de los valores medios diarios de la humedad volumétrica (θ_v , $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) después del trasplante (ddt) en las profundidades 0-15 (MM-0-15 y C0-15) y 15-30 cm (MM15-30 y C15-30) de ambos paquetes de manejo (MM y C), en dos rangos de distancias del gotero 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B) hacia el pasillo. 103

Figura 4.19. Evolución temporal de los valores medios diarios de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) después del trasplante (ddt) en las profundidades 0-15 (MM-0-15 y C0-15) y 15-30 cm (MM15-30 y C15-30) de ambos paquetes de manejo (MM y C), en dos rangos de distancias del gotero 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B) hacia el pasillo. 104

Figura 4.20. Conductividad eléctrica de la solución del suelo extraída con sondas de succión (CE_{ssSon} , en dS m^{-1}), en cada paquete de manejo (MM y C), a lo largo de las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). 106

Figura 4.21. Volumen de agua drenada acumulada (L m^{-2}) mensual, junto al volumen aportado, a lo largo de las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018) en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), desde la fecha de trasplante. 107

Figura 4.22. Nitratos drenados acumulados (g N m^{-2}) mensual a lo largo de las campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018) en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), desde la fecha de trasplante. 108

Figura 4.23. Concentración de nitratos en lixiviados (mg L^{-1}) mensual, en las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018), y en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), desde la fecha de trasplante. 109

Figura 4.24. (A) Temperaturas medias, mínimas y máximas diarias en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), y (B) diferencia de temperaturas medias, mínimas y máximas entre ambos paquetes de manejo (paquete C - paquete MM), antes y después del inicio del estudio (agosto 2012 - julio 2015, y agosto 2015 - julio 2018). 110

Figura 4.25. (A) Humedades relativas medias, máximas y mínimas diarias en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), y (B) diferencias de humedades relativas medias, mínimas y máximas entre ambos paquetes de manejo (paquete C - paquete MM), antes y después del inicio del estudio (agosto 2012 - julio 2015, y agosto 2015 - julio 2018). 111

Figura 4.26. Porcentaje de días, antes y después del comienzo del estudio (Agosto 2012-Julio 2015 y Agosto 2015 y Julio 2018), en el que se alcanzaron las humedades relativas máximas diarias (%), clasificadas por intervalos (50-60, 60-70, 70- 80, 80- 90 y 90-100). 113

Figura 4.27. Valores medios de concentración de NO_3^- - N y K^+ en savia (mg L^{-1}) tras 50, 100, 150 y 200 días después del trasplante (ddt) en cada campaña de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018), y en cada paquete de manejo (C y MM). 114

Figura 4.28. Evolución acumulada de las producciones totales (A), de categoría 1 (B), de categoría 2 (C) y destrío (D), en los dos paquetes de manejo (MM y C), durante las tres campañas de cultivo (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). 116

Figura 4.29. Porcentajes (%) de producción de categoría 1, categoría 2 y destrío, en función de la producción total, en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C) por campaña. 117

Capítulo 5.

Figura 5.1. Indicadores de calidad del suelo en los dos paquetes de manejo (C y MM), en ambas profundidades: 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B), en la última campaña de estudio. 123

ÍNDICE DE TABLAS

Capítulo 2.

Tabla 2.1. Resumen de indicadores de calidad del suelo. 18

Capítulo 3.

Tabla 3.1. Textura y densidad aparente (g cm^{-3} suelo) en cada uno de los invernaderos (T0 y T1) en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). 50

Tabla 3.2. Contenido en humedad en los puntos de saturación (θ_s), calculada a partir de la densidad aparente del suelo, suponiendo $d_{\text{real}}=2,65 \text{ g cm}^{-3}$, capacidad de campo (θ_{CC} , 33 kPa), punto de marchitez permanente (θ_{PMP} , 1500 kPa), capacidad de retención de agua disponible (CRAD), expresados en cm^3 agua cm^{-3} suelo, y capacidad de aireación (CA), expresada en $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, en el suelo de cada uno de los dos invernaderos (T0 y T1) en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). 52

Tabla 3.3. Distribución de tamaño de poro (%) en los suelos iniciales de cada invernadero (T0 y T1): fisuras ($>500 \mu\text{m}$), poros de transmisión (50-500 μm), poros de almacenamiento (0,5-50 μm), poros residuales (0,005-0,5 μm) y poros enlazantes ($<0,005 \mu\text{m}$). 53

Tabla 3.4. Características físico-químicas de los suelos iniciales de cada invernadero (T0 y T1) en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). 53

Tabla 3.5. Actividad enzimática (α -deshidrogenasa y β -glucosidasa) de los suelos iniciales de cada invernadero (T0 y T1) en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). 55

Tabla 3.6. Cantidad de fertilizante inorgánico aportado (kg ha^{-1}) en las tres campañas de cultivo en el paquete de manejo C. 58

Tabla 3.7. Caracterización de los restos de cosecha y fertilizantes orgánicos (compost y estiércol) aportados en el suelo con paquete de manejo modificado (MM). 59

Tabla 3.8. Porcentaje de tamaño de partícula (%) de la arena aportada en el paquete de manejo MM. 60

Tabla 3.9. Cantidad de fertilizante inorgánico aportado (kg ha^{-1}) en las tres campañas de cultivo en el paquete de manejo MM. 61

Tabla 3.10. Fechas de trasplante, primera cosecha y última cosecha en cada una de las campañas. 61

Capítulo 4.

Tabla 4.1. Contenido en humedad en los puntos de saturación (θ_s), capacidad de campo (θ_{cc} , 33 kPa), punto de marchitez permanente (θ_{pmp} , 1500 kPa), capacidad de retención de agua disponible (CRAD), expresados en cm^3 agua cm^{-3} suelo, y capacidad de aireación (CA), expresada en $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, del paquete de manejo modificado (MM), tras la modificación en el paquete MM, en ambos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). 73

Tabla 4.2. Densidad aparente (g cm^{-3} suelo) del suelo inicial y final del estudio en ambos paquetes de manejo (MM y C), en ambas profundidades (0-15 y 15-30 cm). 75

Tabla 4.3. Contenido en humedad en los puntos de saturación (θ_s), capacidad de campo (θ_{cc} , 33 kPa), punto de marchitez permanente (θ_{pmp} , 1500 kPa), capacidad de retención de agua disponible (CRAD), expresados en cm^3 agua cm^{-3} suelo, y capacidad de aireación (CA), expresada en $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, del paquete de manejo modificado (MM) y convencional (C) al inicio y al final del estudio, en cada uno de los rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). 77

Tabla 4.4. Porcentaje de agregados estables al agua (%) para cada uno de los paquetes de manejo (C y MM) y en cada una de las profundidades (0-15 y 15-30 cm), al final de cada una de las campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). 80

Tabla 4.5. Porcentaje (%) de cada una de las fracciones lábiles del suelo (COP, COS y FL) en función del carbono orgánico total (COT) en cada paquete de manejo (MM y C) y profundidad (0-15 y 15-30). 84

Tabla 4.6. Coeficiente de correlación entre la respiración del suelo (Rs) y el carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), carbono orgánico soluble (COS), fracción ligera (FL), actividad α -deshidrogenasa (DH) y β -glucosidasa (GL). 89

Tabla 4.7. Coeficientes de correlación (r) entre diferentes indicadores de calidad del suelo en el paquete de manejo MM (A) y el paquete de manejo C (B). 98

Tabla 4.8. Abundancia de bacterias ($\times 10^9$, expresada en número de copias de los genes del ARNr de la bacteria 16S por gramo de suelo), abundancia de hongos ($\times 10^9$, expresada en número de copias de los genes del ARNr de la bacteria ITS por gramo de suelo), ratio hongos/bacterias (H:B) y ADN extraído ($\mu\text{g g}^{-1}$ suelo seco), en cada profundidad de cada paquete de manejo (0-15 y 15-30 cm), y en las dos posiciones de muestreo: a 10 cm (A) y 30 cm (B) con respecto al gotero. 102

Tabla 4.9. Producción media (kg m^{-2}) de categoría 1, 2, total, y destrío en cada una de las tres campañas en ambos paquetes de manejo (MM y C). 115

GLOSARIO DE ABREVIATURAS

CA: capacidad de aireación ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)

CaCO_3 eq.: carbonato cálcico equivalente (g kg^{-1} suelo)

CE: conductividad eléctrica del extracto de la suspensión acuosa 1:5 (dS m^{-1})

CE_{ssSon} : conductividad eléctrica de la solución del suelo extraída con sondas de succión (dS m^{-1})

COP: carbono orgánico particulado (g kg^{-1} suelo)

COS: carbono orgánico soluble (g kg^{-1} suelo)

COT: carbono orgánico total (g kg^{-1} suelo)

CRAD: capacidad de retención de agua disponible ($\text{cm}^3 \text{ agua cm}^{-3}$ suelo)

DA: densidad aparente (g cm^{-3} suelo)

DH: actividad α -deshidrogenasa (mg TPF kg^{-1} suelo día^{-1})

DLR: densidad de longitud de raíz (cm cm^{-3} suelo)

DMR: diámetro medio de raíz (mm)

FL: fracción ligera (g kg^{-1} suelo)

GL: actividad β -glucosidasa ($\mu\text{mol PNG kg}^{-1}$ suelo hora^{-1})

H:B: ratio hongos/bacterias

K_{fs} : conductividad hidráulica saturada de campo (cm min^{-1})

Paquete C: paquete de manejo convencional o control

Paquete MM: paquete de manejo modificado

Rb: respiración basal ($\text{mg CO}_2\text{-C kg}^{-1}$ suelo)

Rs: respiración del suelo ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)

T0: invernadero con manejo convencional o control

T1: invernadero con manejo modificado

T_s : temperatura del suelo ($^{\circ}\text{C}$)

ϵ_a : permitividad dieléctrica del suelo (sin unidades)

θ_{CC} : humedad de capacidad de campo, 33 kPa ($\text{cm}^3 \text{ agua cm}^{-3}$ suelo)

θ_{PMP} : humedad de punto de marchitez permanente, 1500 kPa (cm^3 agua cm^{-3} suelo)

θ_{S} : humedad de saturación (cm^3 agua cm^{-3} suelo)

θ_{V} : humedad volumétrica del suelo (dm^{-3} m^{-3})

Resumen

La intensificación del modelo productivo en invernadero, basado en la aplicación de elevadas dosis de riego y fertilizantes minerales, y bajos o nulos aportes de materia orgánica, ha provocado una pérdida de calidad del suelo y un fuerte impacto ambiental derivado de la lixiviación de nitratos que pone en entredicho la sostenibilidad de dicho modelo productivo. A esto se une el problema generado por la acumulación de gran cantidad de residuos orgánicos, al final de campaña, que dificulta enormemente su procesamiento. Para paliar los problemas anteriores, convirtiendo a su vez residuos en recursos, surge la necesidad de avanzar hacia un modelo alternativo que mejore la sostenibilidad, a través de la mejora de la calidad del suelo, la disminución de la dependencia de insumos externos, la optimización del uso de los recursos de la propia explotación y la reducción del impacto ambiental de la actividad agrícola, manteniendo o mejorando el nivel de competitividad en el mercado. En esta Tesis, se evaluó un paquete de manejo en invernadero basado en laboreo con incorporación de restos de cultivos hortícolas y enmiendas orgánicas, y mínimo uso de fertilizantes inorgánicos (paquete de manejo MM), utilizando un paquete de manejo convencional como control (paquete de manejo C), y se evaluaron los efectos a corto plazo sobre (i) indicadores físicos y bioquímicos relacionados con las principales amenazas para la calidad del suelo en invernadero, (ii) factores extrínsecos al suelo como volumen de agua y nitratos drenados, y condiciones climáticas del interior del invernadero, y (iii) estado nutricional y productividad del cultivo. La aplicación del paquete MM reduce la compactación del suelo, mejora la infiltración por el aumento de la macroporosidad y estabilidad de agregados, mejora significativamente ($p < 0,05$) los indicadores bioquímicos relacionados con las fracciones orgánicas y la actividad biológica, pero aumenta el riesgo de salinización, por lo que resultará importante un manejo óptimo del riego; sin embargo, el volumen de agua y nitratos drenados disminuyen considerablemente, y, por tanto, el riesgo de contaminación ambiental. A pesar de las ligeras modificaciones de la temperatura edáfica y del interior del invernadero, este paquete de manejo mantiene los parámetros nutricionales del cultivo dentro de los límites recomendados, a la vez que aumenta la proporción de producto de primera calidad y disminuye la de destrío, lo que podría influir positivamente sobre la rentabilidad obtenida por el productor.

Abstract

The intensification of the production model in greenhouse, based on the applications of large doses of irrigation and mineral fertilizers, and low or no organic matter inputs, has caused a loss of soil quality and a huge environmental impact derived from nitrate leaching that questions the sustainability of this production model. Added to this is the problem generated by the accumulation of huge amount of organic waste, at the end of the season, which makes processing very difficult. To alleviate the above problems, while converting waste into resources, there is a need to move towards an alternative model that improves sustainability by improving soil quality, reducing dependence on external inputs, optimizing the use of own resources of the farm and reducing the environmental impact of agricultural activity, while maintaining or improving the market competitiveness. In this Thesis, a greenhouse management package based on tillage with incorporation of horticultural crop residues and organic amendments, and minimum use of inorganic fertilizers (MM management package), using a conventional management package as control (C management package) was evaluated, and the short-term effects were evaluated on (i) physical and biochemical indicators related to the main threats to soil quality in greenhouse, (ii) factors extrinsic to the soil such as volume of water and nitrates drained, and environmental conditions inside the greenhouse, and (iii) nutritional status and crop yield. The application of the MM management package reduces soil compaction, improves infiltration by increasing macroporosity and aggregate stability, significantly ($p < 0.05$) improves biochemical indicators related to organic fractions and biological activity, but increases the risk of salinization, so optimal irrigation management will be important; however, the volume of water and nitrates drained decreases considerably, and therefore the risk of environmental contamination. In spite of the slight modifications of the soil and greenhouse air temperatures, this management package maintains the nutritional parameters of the crop within the recommended limits, at the same time as the proportion of first quality product increases and discard decreases, which could positively influence the profitability obtained by the producer.

CAPÍTULO 1.

INTERÉS Y OBJETIVOS

La agricultura en invernadero tiene una gran importancia sobre la economía almeriense hasta el punto que, durante décadas, el empleo y la renta han estado ligadas en la provincia a la evolución de la campaña agrícola (Molina, 2004; Valera-Martínez et al., 2016). Esta importancia sobre la economía ha estado influenciada por los avances tecnológicos en el manejo de cultivos bajo invernadero, que han ido satisfaciendo las necesidades y adaptándose a las particularidades de la zona (Aznar-Sánchez y Sánchez-Picón, 2010).

Los modelos de cultivo en invernadero están basados en producción y rentabilidad. A principios del siglo XXI, comienza a vislumbrarse en la provincia de Almería un agotamiento de sistema productivo tal y como se viene llevando a cabo, de forma que el aumento de producción no siempre es capaz de sostener los gastos de la explotación debido a la inestabilidad de los precios percibidos por los agricultores (Fundación Cajamar, 2018), sumergiendo a la agricultura en invernadero en una crisis de rentabilidad y poniendo en entredicho el pilar que ha justificado a la agricultura convencional (Delgado y Aragón, 2006).

De forma paralela, la intensificación de la agricultura en invernadero ha ido dibujando una tendencia hacia la pérdida de calidad del suelo a largo plazo (Merante et al., 2017), junto a otros problemas ambientales asociados (Molina-Sánchez et al., 2015). Según FAO, las principales amenazas mundiales para la calidad del suelo son erosión, pérdida de materia orgánica, desequilibrio de nutrientes, salinización, contaminación, acidificación, pérdida de biodiversidad, sellado, compactación del suelo y anegamiento del suelo. De todas ellas, son cuatro las que afectan principalmente a suelos en invernadero: pérdida de materia orgánica, compactación, pérdida de biodiversidad y salinización por agroquímicos.

Debido a estos problemas y amenazas, es necesario un sistema productivo alternativo basado en la combinación de sostenibilidad y rentabilidad, capaz de mantener la competitividad en un mercado cada vez más exigente de productos de alta calidad (Galdeano-Gómez et al., 2013). Un sistema productivo alternativo más preciso y capaz de ahorrar insumos externos y disminuir la dependencia de éstos, así como de optimizar recursos, como la biomasa generada por la propia explotación, disminuyendo los residuos (Norris y Congreaves, 2018; Oldfield et al., 2019). El principal residuo en las explotaciones agrícolas en invernadero son los restos de cosecha, que se concentran en

determinados periodos del año, coincidiendo con el final de los ciclos de cultivo (en la provincia de Almería, normalmente dos ciclos de cultivo anuales), y generando un colapso y acumulación en las plantas de tratamiento que habitualmente desembocan en problemas de salud y ambientales como incendios (Egea et al., 2018).

Estos residuos de cosecha, generados en las explotaciones agrícolas, podrían ser utilizados para disminuir las amenazas que afectan a la calidad del suelo. En este sentido, algunos estudios, tanto en invernadero como al aire libre, han demostrado que la incorporación de enmiendas orgánicas como forma de suministrar directamente materia orgánica, puede causar cambios significativos en las propiedades físicas, químicas y biológicas, mejorando así la calidad del suelo (Okur et al., 2006; Marinari et al., 2015; Zhang et al., 2015; Sánchez.-Monedero et al., 2019), a la vez que satisfacen las demandas nutricionales de los cultivos (Musyoka et al., 2019). Sin embargo, para la gestión correcta de los cultivos intensivos en invernaderos, es necesario disponer de más información sobre la evolución de los diferentes indicadores de la calidad del suelo durante el cultivo y su repercusión en la cosecha, además del medio ambiente, que cubra el déficit de información científica existente para este agrosistema, al tiempo que proporcione información útil y convincente.

Como hipótesis sostenemos que la gestión integral del suelo, incluyendo el aporte de restos de cosecha, contribuirá a reducir residuos, mejorará la calidad del suelo, reducirá la dependencia de insumos externos, y podría disminuir los costes de producción y reducir impactos sobre otros sistemas asociados al suelo, lo que incrementa la sostenibilidad y competitividad de este sistema de producción agrícola.

El objetivo general que se pretende alcanzar con esta Tesis es evaluar un paquete de manejo integral del suelo que mejore su calidad y permita la utilización directa de restos de cosecha y abonados orgánicos, orientado a mantener o mejorar el nivel de rentabilidad para el productor. Los objetivos específicos son los siguientes: mejorar los indicadores físicos y bioquímicos de calidad asociados a las principales amenazas a los que están sometidos los suelos de invernadero, y evitar la degradación del medio ambiente reduciendo los lixiviados producidos como consecuencia del manejo del riego, sin afectar las condiciones ambientales del invernadero que disminuyan el crecimiento y desarrollo del cultivo.

CAPÍTULO 2.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. Contexto histórico de la agricultura y su problemática

El aumento de la población en el mundo en los últimos años ha dado lugar a un crecimiento en la demanda de alimentos y a una modernización de la agricultura, impulsada por el avance tecnológico y científico de los años 50 (Abad et al., 1994), en la cual se persigue ser más eficiente, ahorrando en recursos para así lograr una mayor cantidad y calidad en la producción a través de técnicas, cultivos y utilización de la maquinaria (FAO, 2009).

Con el trascurso de la modernización de la agricultura, tuvo lugar el desarrollo de los cultivos hortícolas en invernaderos, que proporcionaron ventajas como la generación de condiciones microclimáticas adecuadas, la restricción de los problemas derivados por las precipitaciones, y la disminución del uso del agua de riego (Lamont, 2009). Así, la superficie de invernaderos en el mundo se estima en 500.000 ha (Figura 2.1), de las cuales 70.000 ha se encuentran en España (Rabobank, 2018). La producción de hortalizas en invernadero ha aumentado en las últimas décadas, especialmente en áreas con condiciones climáticas adecuadas, como la zona mediterránea (Baudoin et al., 2013). Almería es la región con la mayor concentración de invernaderos con 31.034 ha, la mayoría con estructuras de bajo o medio coste con cubiertas de plástico (Bonachela et al., 2012), produciendo 3.256.594 Mg de productos frescos, suponiendo 1.925×10^6 euros (Fundación Cajamar, 2018); de esta forma, la actividad agrícola, por sí sola, constituye el 24% del producto interior bruto (PIB) y el 27% del empleo en la provincia (Godoy-Durán et al., 2017). Esta intensificación de la agricultura en Almería ha provocado una serie de problemas ambientales debido, sobre todo, a la lixiviación de nitratos (Molina-Sánchez et al., 2015; Foster et al., 2018), junto a una mala gestión de restos orgánicos (Gómez, 2003); solamente en la provincia de Almería se generan alrededor de $135 \times 10^4 \text{ t año}^{-1}$ de residuos derivados de la agricultura, principalmente restos orgánicos (Junta de Andalucía, 2015).

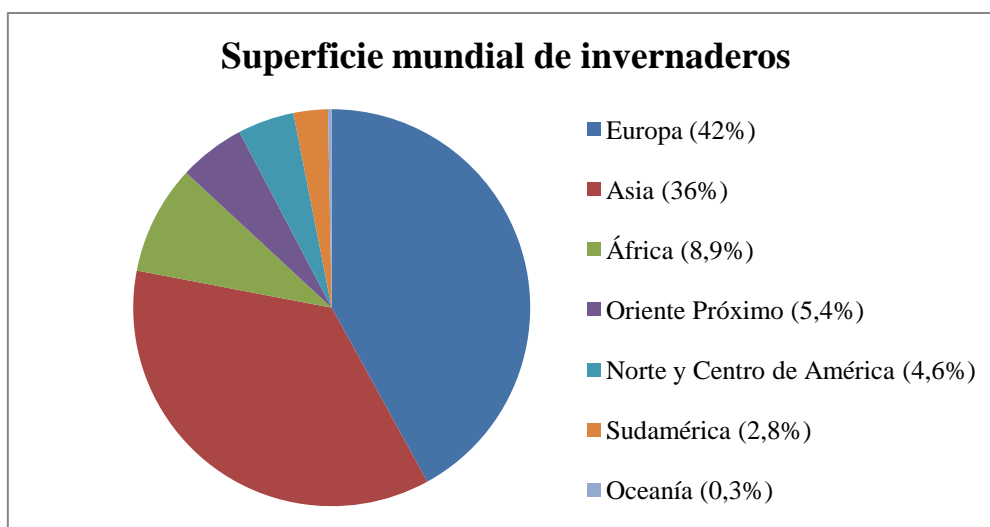


Figura 2.1. Porcentaje de la superficie total de invernaderos del mundo. Elaboración propia a partir de Rabobank (2018).

El manejo convencional intensivo de la agricultura en general, y en Almería en particular, basado en el aporte de gran cantidad de insumos químicos, en especial N mineral, superior a los requeridos por el cultivo, y bajos o nulos aportes de materia orgánica y ausencia de laboreo, junto a un riego excesivo (Thompson et al., 2007; Rice et al., 2017; Nikolaou et al., 2019) y a inadecuadas rotaciones, ha contribuido a una disminución en la estabilidad de agregados del suelo, una disminución en la infiltración de agua y de la biodiversidad del suelo, una disminución de la materia orgánica, y un aumento en la densidad aparente del suelo y en la salinidad del suelo (Kirschenmann, 2010; Mancini, 2013; Wu et al., 2015; Merante et al., 2017; Rivera-Becerril et al., 2017; Xu et al., 2019). Con todo esto, se ha ido dibujando una tendencia hacia la pérdida de calidad del suelo bajo invernadero a largo plazo y, por lo tanto, disminución de su fertilidad e incremento de costes de producción para mantener la productividad de los cultivos (Scotti et al., 2015; Kopittke et al., 2019).

A partir de que los sectores dedicados a la investigación y agricultura se dan cuenta de la necesidad de equilibrar la producción con el ámbito ambiental y social, comienza a promoverse el concepto de sostenibilidad del modelo productivo (Rose et al., 2019), involucrando desde consumidores o productores hasta políticos; de hecho, existe legislación vigente en relación a los problemas ambientales que generan las actividades agrícolas, como la Directiva 91/676/CEE o el Real Decreto 261/1996, sobre la lucha contra la contaminación de las aguas producidas por nitratos; en concreto, la zona en la que existe mayor concentración de invernaderos en la provincia de Almería, está

catalogada como zona vulnerable a contaminación por nitratos por la Directiva 91/676/CEE. La sostenibilidad desde un punto de vista agrícola es un concepto que considera aspectos económicos, ambientales y sociales, a la vez que promueve la persistencia y resiliencia del sistema productivo (Garibaldi et al., 2017).

Por lo tanto, la nueva visión general es la necesidad de un cambio hacia un modelo productivo sostenible, a partir de un manejo óptimo del suelo agrícola (Iovieno et al., 2009; Antle et al., 2017).

2.2. Calidad del suelo

2.2.1. Evolución del concepto

La calidad del suelo es uno de los tres componentes de la calidad ambiental, junto a la calidad del aire y del agua; en cambio, la calidad de estos dos últimos están bien definidos al depender directamente de su grado de contaminación y estar involucradas directamente con la salud humana y su consumo (Bünemann et al., 2016). Por este motivo, han ido surgiendo multitud de definiciones de calidad del suelo a lo largo de los últimos años.

La calidad del suelo está íntimamente relacionada con las funciones que desempeña el suelo para un uso específico (Drobnik et al., 2018). En general, los conceptos de calidad del suelo pueden clasificarse dependiendo de las funciones o de los usos del suelo (El-Ramady et al., 2014). Las primeras definiciones de calidad del suelo trataban la calidad del suelo en relación con la productividad del cultivo, y posteriormente fueron incorporando las funciones y servicios que realiza el suelo (Mursec, 2011). Warkentin y Fletcher (1977) fueron los primeros en señalar la necesidad de estudiar las funciones que debía cumplir el suelo de forma conjunta, dependiendo de sus propiedades, como por ejemplo producción de alimento, regulación de flujo hídrico o biodiversidad del suelo. Unos años más tarde, Anderson y Gregorich (1984) optaron por definir la calidad del suelo como "la capacidad de un suelo para almacenar, aceptar y reciclar agua, nutrientes y energía", mientras que Larson y Pierce (1991) la definieron como "la capacidad de un suelo para funcionar dentro de sus límites ecosistémicos y que interactúa positivamente con el entorno de dicho ecosistema". De forma similar pensaban Doran y Parkin (1994), al definirla como "la capacidad de un suelo para

funcionar dentro del ecosistema y de un determinado uso, para mantener la productividad biológica y la calidad ambiental, y promover la salud de las plantas, los animales y las personas".

En un ámbito agrícola, Acton y Gregorich (1995) definieron la calidad del suelo como "la capacidad o aptitud del suelo para apoyar el crecimiento de los cultivos sin degradarse ni dañar el medio ambiente". No convenció el uso de "capacidad o aptitud" durante el proceso de revisión de este ensayo por su significado en otros ámbitos como la biología, siendo un problema la elección de las palabras y el significado en función del receptor.

Soil Science Society of America (1995), desarrolló una definición más detallada: "la calidad del suelo es la capacidad de un tipo específico de suelo para funcionar, dentro de los límites naturales o gestionados del ecosistema, para mantener la productividad de las plantas y los animales, mantener o mejorar la calidad del agua y el aire, y apoyar la salud humana y su hábitat". De esta forma, sobre el concepto de calidad del suelo giraba la calidad ambiental, la salud humana y la productividad biológica, siendo similar a las definiciones planteadas previamente por Larson y Pierce (1991), Doran y Parkin (1994), Acton y Gregorich (1995).

Por este motivo, poco después Soil Science Society of America (1997) planteó una nueva definición, esta vez de una forma más simple: "capacidad del suelo para funcionar". Las funciones del suelo más importantes a las que se hacen referencia en las definiciones de calidad del suelo incluyen el flujo y retención de agua, el transporte y retención de solutos, la estabilidad física, la retención y el ciclo de nutrientes, la amortiguación ante la presencia de sustancias contaminantes y el mantenimiento de la biodiversidad (Lehman et al., 2015); de esta forma, un suelo puede tener una alta capacidad para una función pero no para otras (Garrigues et al., 2012).

Debido a la gran cantidad de definiciones, aparecen algunos autores que señalan la subjetividad del concepto de calidad del suelo en función al contexto, y ponen de manifiesto la necesidad de una unificación de criterios (Sojka y Upchurch, 1999; Karlen et al., 2003; Ng y Zhang, 2019). Posteriormente, otros autores continuaron persiguiendo el concepto preciso de calidad del suelo (Arshad y Martin, 2002; Nortcliff, 2002; Letey et al., 2003; Toth et al., 2007; Moebius-Clune et al., 2016).

A menudo, los términos de "calidad del suelo" y "salud del suelo" se usan indistintamente en el ámbito de la sostenibilidad (Brevik et al., 2017) y, a pesar de que algunos autores los utilizan como sinónimos y en literatura el término "calidad del suelo" puede abarcar el término "salud del suelo" (Anderson, 2003), deben ser diferenciados (Garrigues et al., 2012). Garrigues et al. (2012) apuntan que el término "calidad del suelo" relaciona las funciones con el uso del suelo, ubicación y escala del estudio, mientras que "salud del suelo" representa un enfoque holístico del sistema suelo, independientemente del uso del suelo. De este modo, los agricultores y algunos miembros de la comunidad científica están de acuerdo con el término "salud del suelo" al quedar patente la idea que el suelo es un sistema dinámico viviente, cuyas funciones están determinadas por la diversidad de organismos vivos, estableciéndose así una conexión con la biología del suelo, mientras que la mayoría de los científicos se decantan, en sus estudios, por el término "calidad del suelo" debido a la relación entre las propiedades, uso y funciones del suelo (Lehman et al., 2015).

2.2.2. Importancia en sistemas agrícolas

Todo este conjunto de definiciones de calidad del suelo a lo largo de los últimos años han dividido el concepto, desde el punto de vista agronómico, en dos partes: una enfocada a la persona responsable que maneja el suelo, y otra enfocada a la capacidad inherente del suelo para el crecimiento del cultivo, que depende de su composición y sus procesos de formación (Carter, 2002). Es decir, un suelo con una calidad óptima para la producción agrícola puede perder esa calidad si no es correctamente manejado. La caracterización de la calidad del suelo para la producción de cultivos también implica a factores extrínsecos que, aparte del suelo, influyen en el rendimiento de los cultivos (El-Ramady et al., 2014). Uno de estos factores extrínsecos en cultivos en invernaderos puede ser el ambiente interno de la propia instalación; en Almería, la región con la mayor concentración, el suelo enarenado ha sido identificado como un factor que condiciona favorablemente el ambiente interno del invernadero para el desarrollo de los cultivos (Valera-Martínez et al. 1999; Fernández et al. 2014, Bonachela et al. 2020), por lo que este aspecto ha de tenerse en cuenta cuando se hace referencia a calidad del suelo en este tipo de sistemas agrícolas. Entre los diversos insumos de los sistemas agrícolas, el agua y el aporte de nutrientes a través de los fertilizantes son considerados los que más contribuyen en la calidad del suelo y productividad de los cultivos (Singh, 2010). En general, la calidad del suelo engloba

cuatro aspectos fundamentales en el ámbito de la agricultura: fertilidad, aspectos sanitarios contra plagas o malezas, influencia ambiental (sobre agua o aire), y resiliencia (Mursec, 2011).

Actualmente, un suelo con buena calidad se asocia con aquel que tiene un alto contenido en materia orgánica, una alta actividad biológica con agregados estables y disgregables, que permite penetrar con facilidad a las raíces, bajo en malezas y presiones de enfermedades, y que permite una buena infiltración, evitando así que el agua permanezca en la superficie (Labrador, 2008). En cambio, si un suelo con un alto contenido en materia orgánica y nutrientes, características asociadas normalmente a un suelo de alta calidad, sustenta grandes poblaciones de patógenos, no puede ser considerado un suelo saludable o de buena calidad (Laishram et al., 2012; Frac et al., 2018).

La agricultura sostenible se define como un sistema agrícola compuesto por una combinación de políticas, tecnologías, y actividades para mantener o mejorar la productividad y los servicios, reducir el nivel de riesgo de producción, proteger el potencial de los recursos naturales, prevenir la degradación de la calidad del suelo y el agua, y ser económicamente viable y socialmente aceptable (Motavalli et al., 2013). En general, un sistema de gestión sería visto como sostenible si, cumpliendo los demás aspectos, mantiene o mejora la calidad del suelo (Larson y Pierce, 1994). Por otro lado, en términos de sostenibilidad, la estrategia de gestión de riego o de manejo y aplicación de fertilizantes es importante ya que puede reducir los efectos negativos de la agricultura sobre el medio ambiente y contribuir a su conservación (Zebarth et al., 2009; Dorais et al., 2016).

En definitiva, hay un vínculo muy estrecho entre la calidad del suelo, la productividad y la sostenibilidad (Melero et al., 2007), de forma que una disminución en la calidad del suelo puede conducir a una degradación del medio ambiente, reducción de producción y, por lo tanto, de ingresos. Un suelo con una alta calidad tendrá mayor estabilidad de rendimiento y será más productivo (Karlen et al., 2004). Existen manejos agrícolas al aire libre basados en el aumento de la productividad y calidad ambiental a través de la mejora de la calidad del suelo, con el aporte de materia orgánica al suelo en forma de fertilizantes orgánicos y restos de cosecha (Lemke et al., 2010; Hanse et al., 2011; D'Hose et al., 2014; Liu et al., 2017; Timsina, 2018; Adeniyi et al., 2019), que, una vez

aplicadas, son mineralizadas y los nutrientes son absorbidos por las plantas u oxidados en formas asimilables, manteniendo los requerimientos nutricionales del cultivo (Liu et al., 2014). Además, este manejo tiene la ventaja de continuar mejorando la calidad del suelo mucho después de que las plantas hayan consumido los nutrientes necesarios (Hernández et al., 2016).

El aporte directo de materia orgánica a través de enmiendas orgánicas reduce la necesidad de aplicaciones de fertilizantes inorgánicos (Brevik, 2009). En cambio, algunos autores como Turmel et al. (2015) y Stella et al. (2019) han asegurado que la adición de fertilizantes orgánicos y/o restos de cosecha no pueden mantener, por sí solos, los contenidos de carbono orgánico del suelo, y deben ser complementados con labranza reducida y pequeñas cantidades de fertilizantes químicos. En este sentido, Wei et al. (2016) concluyen que la combinación entre fertilizantes orgánicos e inorgánicos es la forma más eficaz de producción, aumentando la materia orgánica del suelo y la capacidad para suministrar nutrientes a las plantas, mejorando, por tanto, la sostenibilidad de los cultivos.

2.3. Indicadores de calidad del suelo

En ocasiones, una cuantificación directa de las funciones del suelo, que aporte información sobre calidad del suelo, requiere métodos y mano de obra extremadamente costosos, por lo que no suele ser factible (Wiesmeier et al., 2019); en otros casos, no es posible, sino que se debe inferir a partir de ciertas características del suelo y los cambios que en ellas producen ciertas prácticas de manejo; para ello, han sido seleccionados parámetros apropiados que sirven de indicadores de calidad del suelo (Cardoso et al., 2013). El uso de indicadores es la mejor forma para evaluar la calidad del suelo y los efectos que tienen en él las prácticas de manejo (Virto et al., 2012). Fue a partir de los años 90, junto con la evolución del concepto de calidad del suelo, cuando comenzó a establecerse el uso generalizado de indicadores de calidad del suelo, con la propuesta de Larson y Pierce (1991) de evaluar cuantitativamente la calidad del suelo mediante una serie de factores como densidad aparente, conductividad eléctrica o contenido de materia orgánica.

Paralelamente al establecimiento de los indicadores de calidad del suelo, algunos autores creyeron la necesidad de convertir el concepto difuso de calidad del suelo en algo tangible a través de índices de calidad del suelo o SQI (Karlen y Stott, 1994; Trasar-Cepeda et al., 1998), aunque su estimación es compleja y difícil (Bhardwaj et al., 2011); recientemente, diversos autores continúan indexando la calidad del suelo en sistemas agrícolas (Kladivko et al., 2014, Mukherjee y Lal, 2014; Obade y Lal, 2016). A pesar de ello, Peruzzi (2017) afirma que la evaluación e integración de diversos indicadores de calidad del suelo no obliga a tener que crear un índice de calidad del suelo, tal y como realizan algunos autores, ya que permiten interpretar diversas características de dicho suelo, en función de su uso, sin tener que sintetizar el sistema y poder dar una información sesgada.

Los indicadores de la calidad de suelo han sido definidos como "instrumentos de medida que proporcionan información sobre las propiedades, características y procesos, y sirven para evaluar los efectos de las prácticas de manejo sobre un suelo en un momento determinado" (Astier et al., 2002). Autores como Bhardwaj et al. (2011) los definen en esa misma línea.

La selección de los indicadores de la calidad del suelo debe producirse, sobre todo, de acuerdo con las funciones del suelo de interés (Reinhart et al., 2015); en este sentido, Stone et al. (2016) desarrollaron una amplia lista de criterios para seleccionar indicadores de calidad del suelo adecuados; en ella mencionan algunos aspectos como el objetivo del estudio, la sensibilidad del indicador y el tiempo de respuesta, habilidades necesarias de la persona que monitorea el suelo, disponibilidad del equipo necesario en laboratorios y el coste para realizar las mediciones, el tiempo requerido para el muestreo y las mediciones, la muestra necesaria para los análisis de laboratorio, la reproducibilidad de los resultados, o la comprensión del indicador en cuestión. De acuerdo con Hünneimyer et al. (1997), los indicadores deben permitir examinar e identificar los puntos que pueden hacer peligrar el concepto de desarrollo sostenible, analizar los impactos que puedan derivar de cualquier posible actuación y cuantificar dichos impactos tras la actuación llevada a cabo, así como establecer si es sostenible el uso del recurso.

Varios autores e instituciones han desarrollado una lista de indicadores a lo largo de las últimas décadas, aceptados por la comunidad científica, que tienen en cuenta

propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos y que cumplen los requisitos descritos para ser buen indicador de calidad del suelo (Doran y Parkin, 1994; Larson y Pierce, 1994; Seybold et al., 1997; NRCS, 2008; NRCS, 2011; Oliver et al., 2013; Moebius-Clune et al., 2016).

Para una evaluación de la calidad del suelo óptima, no existe un único indicador, todos están relacionados y cada uno de ellos aporta una idea para entender los procesos que ocurren en el suelo; por este motivo, varios autores han optado por una evaluación conjunta de indicadores que influyen sobre las propiedades del suelo (Bonanomi et al., 2011; Scotti et al., 2015; Zhang et al., 2016; Brennan y Acosta-Martínez, 2017). Se recomienda que el número de indicadores sea el mínimo para evitar problemas de colinealidad o de interpretación, y para ello las correlaciones entre algunos de ellos pueden ser útil para reducir los indicadores analizados y evitar sobre todo los que generan mayor coste, dificultad de muestreo y/o tiempo de respuesta (Kosmas et al., 2014; Bünemann et al., 2016).

En suelos agrícolas en particular, Velasquez et al. (2007) afirman que los indicadores deben reflejar información sobre propiedades hidráulicas del suelo, fertilidad química del suelo, agregación y morfología del suelo, cantidad de materia orgánica y biodiversidad del suelo. En sistemas agrícolas intensivos, en los que se requieren ingresos a corto plazo para paliar las grandes inversiones por campaña de cultivo, se exigen actuaciones inmediatas, por lo que es especialmente importante el uso de indicadores que permitan una evaluación precisa, a corto plazo, del impacto de los cambios producidos por las nuevas prácticas de manejo en el suelo y en el cultivo, incluso inferior al rango de 1-3 años al que hace referencia Lal (1999) como tiempo de respuesta ideal para un indicador de calidad del suelo. En estos sistemas, de acuerdo con Romig et al. (1995), la utilidad e importancia del uso de indicadores de calidad del suelo es una buena forma de vincular la investigación científica con los agricultores, con el objetivo común de perseguir la sostenibilidad agrícola como bien común (Lima et al., 2013).

USDA (2006) clasifica los indicadores de calidad del suelo en físicos, químicos y biológicos (Tabla 2.1), aunque numerosos estudios relacionados con sistemas agrícolas han monitoreado los indicadores químicos y biológicos de forma conjunta como indicadores bioquímicos, debido a la dificultad de separar procesos químicos y

biológicos por su naturaleza dinámica e interactiva (Schoenholtz et al., 2000; Scotti, 2010), y por su sensibilidad ante cualquier cambio de manejo a corto plazo (Bending et al., 2004; Lagomarsino et al., 2009; Mondini et al., 2019; Saikia et al., 2019), al contrario de lo que ocurre con los indicadores físicos o físico-químicos (Gil-Sotres et al., 2005; Peruzzi, 2017); además, USDA también añade indicadores visuales, identificados mediante visitas de campo, percepción de agricultores, conocimiento local o interpretación fotográfica, y engloba al color, erosión y formación de surcos, escorrentía y encharcamiento, así como presencia de malezas (Martínez-Salgado et al., 2010).

Indicadores de calidad del suelo (USDA, 2006)	Información aportada
Físicos	
Estructura del suelo	Retención e infiltración de agua, intercambio gaseoso, contenido materia orgánica, dinámica de nutrientes, penetración radicular, porosidad, susceptibilidad a erosión, diversidad y actividad de organismos del suelo (Johannes et al., 2019)
Densidad aparente	Porosidad, infiltración, capacidad de agua disponible, disponibilidad de nutrientes, capacidad de enraizamiento y actividad microbiana (Arshad y Martin, 2002).
Infiltración, conductividad hidráulica y capacidad de retención de agua	Suministro de agua para las plantas (Silva et al., 2014)
Estabilidad de los agregados	Cantidad de materia orgánica, actividad biótica, capacidad de infiltración y resistencia a la erosión (Shrestha et al., 2007)
Sellado del suelo y formación de costras	Infiltración, crecimiento de plántulas, problemas de escorrentía y erosión (Pagliai y Stoops, 2010).
Químicos	
Conductividad eléctrica	Salinidad del suelo por fertilizantes, agua de riego y disolución de los minerales del suelo (Patel, 2015).
pH	Solubilidad y disponibilidad de los nutrientes para su absorción (Fageria y Nascente, 2014).

Disponibilidad nutricional (NPK principalmente)	Capacidad del suelo para apoyar y estimular el crecimiento y productividad vegetal (Fageria y Baligar, 2005)
Materia orgánica y sus fracciones lábiles (principalmente carbono orgánico particulado)	Infiltración, almacenamiento de agua y drenajes, estructura del suelo, presencia de microorganismos y disponibilidad de nutrientes para las plantas (Martínez-Salgado et al., 2010).
Capacidad de intercambio catiónico	Suministro de nutrientes para las plantas y reacción del suelo a los fertilizantes (Hazleton y Murphy, 2007).
Concentración de elementos contaminantes	Productividad, crecimiento vegetal, y calidad de los alimentos (Pushpanjali et al., 2017).
Biológicos	
Actividades enzimáticas	Degradación de la materia orgánica, ciclos biogeoquímicos y procesos de remediación de suelos (Gelsomino et al., 2006);
Respiración del suelo	Capacidad del suelo para sustentar vida, estimación de la biomasa microbiana, contenido y descomposición de la materia orgánica del suelo (Shilev et al., 2014).
C y N de biomasa microbiana	Liberación de nutrientes, degradación de la materia orgánica (Li et al., 2018c)
Lombrices de tierra	Estabilidad de agregados, tamaño de poro, capacidad de retención de agua e infiltración (Griffiths et al., 2018)
N potencialmente mineralizable	Potencial disponibilidad de N para las plantas (Curtin y Campbell, 2007)
Presencia de micorrizas	Protección de las plantas ante estrés o patógenos (Smith y Read, 2008).

Tabla 2.1. Resumen de indicadores de calidad del suelo (USDA, 2006).

2.3.1. Físicos

Los indicadores físicos generalmente incluyen metodologías simples, rápidas y de bajo coste (Cardoso et al., 2013), y normalmente son monitorizados por su relación con el almacenamiento de agua (Bünemann et al., 2016).

Los indicadores físicos están relacionados con la disposición e interacción de las partículas sólidas, así como de los poros del suelo (Schoenholtz et al., 2000), y su conocimiento es muy importante para la producción agrícola y el uso sostenible del suelo, ya que ofrecen información sobre la capacidad de suministro de agua, oxígeno y nutrientes por parte del suelo hacia el cultivo (Almendro-Candel et al., 2018), y su capacidad para permitir la penetración y desarrollo de las raíces (Hiel et al., 2016). Según USDA (2006), los más importantes en el ámbito agrícola son estructura del suelo, densidad aparente, capacidad de agua disponible (relacionada con la capacidad de retención de agua), infiltración, conductividad hidráulica, y estabilidad de los agregados. Estos indicadores son muy utilizados, y se estima que el 70% de los autores han utilizado indicadores físicos, siendo la textura, la estabilidad de los agregados y la densidad aparente los más utilizados, mientras que el 50% de los autores incluyen además indicadores bioquímicos (Zornoza et al., 2015), que se describirán más adelante. A pesar de que todos ellos pueden considerarse buenos indicadores físicos de calidad del suelo, carecen de una relación funcional directa con el crecimiento de la planta (Kaufmann et al., 2010). A pesar de su procedimiento laborioso y la necesidad de aparatos que pueden ser costosos, muchos autores han utilizado la medición de la densidad y longitud de raíz como un indicador físico de calidad del suelo, demostrando su relación positiva con varios indicadores como la densidad aparente o estabilidad del agregado, incluso en un corto periodo de tiempo (Poirier et al., 2018; García et al., 2019).

2.3.1.1. Estructura del suelo

El término "estructura del suelo", en el ámbito de las ciencias del suelo, hace referencia al enlace entre partículas, y no solamente engloba a la textura o granulometría, es decir, a la proporción o tamaño de partículas del suelo (arena, limo y arcilla) (Snyder y Vázquez, 2005), en base a sus propiedades físicas, químicas y biológicas. La materia orgánica actúa como cementante entre partículas que permite la formación de agregados y mejora la estructura del suelo (Rabot et al., 2018). Además, la estructura del suelo determina la profundidad a la que las raíces pueden penetrar en el suelo (Hiel et al., 2016), y condiciona el sistema poroso del suelo, junto con la textura, granulometría y otros factores, que puede ser influenciado por las prácticas de manejo, y que afecta sobre la capacidad de retención de agua del suelo (Dexter, 2004); en cambio, la estructura del suelo es difícil medir (Kumar et al., 2017), por lo que textura y/o

granulometría son frecuentemente utilizados al considerarse buenos indicadores físicos de calidad del suelo (Are et al., 2018; Castellini et al., 2019a); otro indicador físico que ofrece información sobre la estructura del suelo es la densidad aparente (Kumar et al., 2017).

2.3.1.2. Densidad aparente

La densidad aparente es uno de los indicadores físicos más utilizados por la comunidad científica, ya que no requiere experiencia y tiene bajo coste, y principalmente ofrece información sobre la compactación del suelo (Rabot et al., 2018). La compactación disminuye el volumen de poros, sobre todo macroporosidad, reduciendo a su vez la conectividad de poros, y, por tanto, la calidad del suelo al afectar negativamente el balance aire-agua del suelo para el desarrollo radicular (Pöhlitz et al., 2019) y al limitar el uso eficiente de los nutrientes y agua por parte de los cultivos (Hamza y Anderson, 2005; Walia y Dick, 2018). La compactación ha sido relacionada con la disminución del rendimiento de los cultivos (Lipiec et al., 2003; Khan et al., 2012; Mondal et al., 2019), al disminuir la densidad y longitud de raíces (Dal Ferro et al., 2014). La actividad de la biota del suelo, las prácticas de manejo, como el laboreo, el uso de maquinaria agrícola, y las propias raíces del cultivo pueden alterar la densidad aparente en suelos agrícolas (Nawaz et al., 2013). La interpretación de la densidad aparente depende de la textura del suelo, del contenido en materia orgánica y, sobre todo, de la función y uso del suelo (Rabot et al., 2018).

2.3.1.3. Capacidad de retención de agua, infiltración y conductividad hidráulica

La capacidad de retención de agua es un indicador físico que aporta información sobre la disponibilidad de agua para los cultivos (Almendro-Candel et al., 2018), y está relacionado directamente, entre otros, con el contenido de carbono orgánico del suelo (Minasny y McBratney, 2018). La disponibilidad de agua para las plantas y el tamaño de poro pueden evaluarse conjuntamente a través de la curva característica de humedad, que relaciona el contenido de agua y el potencial mátrico del suelo (Rabot et al., 2018; Oshunsanya y Nwosu et al., 2018); a partir de ella, puede estimarse la distribución del tamaño de poros (macroporos y microporos) (Regelink et al., 2015), así como indicadores de interés como el punto de saturación del suelo, capacidad de campo, capacidad de agua disponible o el punto de marchitez permanente (Rabot et al., 2018).

En general, la macroporosidad favorece la infiltración de agua, difusión de oxígeno y crecimiento radicular (Calonego et al., 2017). El volumen de macroporos, la capacidad de campo y la capacidad de agua disponible se consideran adecuados para evaluar la calidad del suelo para la producción de cultivos (Reynolds et al., 2009).

Al igual que es necesario determinar la capacidad de retención del agua, también es importante conocer el movimiento del agua a través de los poros mediante la conductividad hidráulica saturada de campo o K_{fs} (Skaalsveen et al., 2019), íntimamente relacionada con la infiltración (Pulido-Moncada et al., 2013), y es ampliamente utilizada como indicador físico de calidad del suelo (Imhoff et al., 2016; Castellini et al., 2019b). La conductividad hidráulica depende de la textura, compactación, y estabilidad de agregados del suelo (Lim et al., 2016) y, a su vez, está determinada por diferentes prácticas de manejo, como por ejemplo labranza (Abdollahi et al., 2014; Crittenden et al., 2015), fertilización (Naveed et al., 2014) o utilización de cultivos de cobertura (Nouri et al., 2019).

2.3.1.4. Estabilidad de los agregados

La estabilidad de los agregados es un indicador físico muy importante en la evaluación de la fertilidad y calidad del suelo (Kalhor et al., 2017), de forma que un suelo con agregados estables proporciona espacio poroso para el intercambio de agua y gases y, por lo tanto, afecta de forma positiva al crecimiento radicular del cultivo y actividad microbiana (Siddique et al., 2018). De este modo, una mayor estabilidad del agregado sugiere una mejor calidad del suelo (Cotching, 2018). El carbono orgánico del suelo, junto a sus fracciones lábiles, está íntimamente ligado a la estabilidad del agregado (William y Petticrew, 2009; Šimansky y Bajčan, 2014), y afectan directamente sobre la estructura del suelo, infiltración, aireación, retención de agua, compactación, y conductividad hidráulica (Kalhor et al., 2017). Las sustancias orgánicas derivadas de los exudados y residuos de las raíces también intervienen en la estabilización de los agregados (Nascente et al., 2015; Le Bissonnais et al., 2018). En este sentido, Fortún y Fortún (1989) clasifican los agentes orgánicos cementantes, en base a su persistencia, en transitorios, que consiste en material rápidamente descompuesto por acción de los microorganismos, y temporales, que consiste en raíces e hifas de hongos, formando parte ambos tipos de la materia orgánica lábil; por otro lado, están los agentes cementantes persistentes, de los que forman parte material húmico y complejos arcillo

húmicos. Existen parámetros que indirectamente informan sobre la estabilidad del agregado, como son el tamaño de partícula, contenido en materia orgánica, densidad aparente, porosidad y capacidad de agua disponible (Pulido-Moncada et al., 2013). Una gestión adecuada en el aporte de enmiendas orgánicas, labranza o rotación de cultivos permite mejorar la calidad del suelo (Naresh et al., 2017); en suelos cultivados de forma intensiva, la estabilidad del agregado tiende a disminuir (Green et al., 2005). Diversos autores han monitorizado la estabilidad de los agregados en suelos agrícolas como indicador de calidad del suelo (Du et al., 2018; Jat et al., 2019b; Sithole et al., 2019).

2.3.2. Bioquímicos

De forma individual, los indicadores químicos ofrecen información acerca de: (i) interacción entre los elementos presentes en la solución y las zonas de intercambio (arcilla, materia orgánica...), (ii) salud vegetal, y (iii) disponibilidad nutricional para microorganismos y plantas (Cardoso et al., 2013); según Rivas (2004) y USDA (2006), los que tienen más importancia en términos de producción de los cultivos son pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica y sus fracciones lábiles, y disponibilidad nutricional (NPK principalmente). Por otro lado, los indicadores biológicos ofrecen información sobre la actividad asociada a organismos que intervienen en la descomposición de la materia orgánica y en el ciclo de nutrientes (Martínez-Salgado et al., 2010); según USDA (2006), los más importantes en el ámbito agrícola son actividad enzimática, respiración del suelo, y C y N de la biomasa microbiana. En los últimos años se han ido desarrollando indicadores biológicos de gran interés basados en la extracción de ADN, que ofrecen información sobre la diversidad genética de la comunidad microbiana y fúngica del suelo (Robe et al., 2003; Leite et al., 2014; Schlöter et al., 2018), pero, actualmente, no son recomendables si se requieren resultados a corto plazo, puesto que precisan de protocolos largos, costosos y laboriosos (Fatima et al., 2014), además de personal cualificado.

La descomposición de la materia orgánica del suelo libera nutrientes disponibles para el cultivo (Van der Wal y de Boer, 2017). De este modo, la información sobre las propiedades bioquímicas son esenciales para conocer el efecto de las prácticas de manejo y su sostenibilidad (Singh et al., 2014), además de ser sensibles a modificaciones a corto plazo, por lo que suelen usarse como indicadores (Gil-Sotres et al., 2005).

2.3.2.1. Carbono orgánico y sus fracciones lábiles

El principal elemento de la materia orgánica es el carbono, por lo que habitualmente se confunden o se hace referencia indistintamente a uno u otro (Chevallier et al., 2016); el carbono orgánico es el indicador más importante y más utilizado por los autores para estudiar la calidad del suelo, productividad del suelo y sostenibilidad agrícola, ya que afecta a la gran mayoría de las propiedades edáficas y, por tanto, a otros indicadores (Carter, 2002; Komatsuzaki y Ohta, 2007; Blanco-Canqui et al., 2013).

Las prácticas agronómicas enfocadas a la mejora de almacenamiento del carbono orgánico del suelo favorecen la fertilidad, mejoran la calidad del suelo, promueven la biodiversidad del suelo y aumentan la productividad agronómica (Lal, 2004; Zhu et al., 2015), y también ayudan a proteger el medio ambiente (Chevallier et al., 2016). A su vez, favorecen la formación de agregados del suelo, evitando su compactación, de forma que permite al sistema edáfico aireación, reducción de la erosión, mayor almacenamiento de agua, desarrollo radicular en zonas más profundas y mejora de la calidad del agua subsuperficial (Kumar y Babalad, 2018; Maninder y Warren, 2018). Además, el carbono orgánico del suelo influye significativamente en funciones de almacenamiento, filtrado, degradación, y amortiguación en presencia de sustancias tóxicas y nocivas como fertilizantes y/o pesticidas (Burauel y Baßmann, 2005; Deurer et al., 2008; Sadegh-Zadeh et al. 2017). En la mayoría de los casos, un aumento de carbono orgánico total (COT) está relacionado con un aumento de la calidad del suelo (Poulton et al., 2018).

Algunas de las prácticas agrícolas que ayudan a mejorar el almacenamiento de carbono orgánico en el suelo están orientadas al aumento en su aporte, a través de la adición de enmiendas orgánicas, o a la disminución de las perturbaciones, como un laboreo reducido (Merante et al., 2017); otros factores que también influyen en la acumulación de carbono orgánico en el suelo es la segregación de exudados por parte de las raíces del cultivo, y la descomposición de los restos de raíces una vez muertas (Mahajan et al., 2019). La estabilización del carbono orgánico también ha sido relacionada con la densidad y longitud de raíz (Ontl et al., 2015), que algunos autores las han utilizado como indicadores físicos de calidad del suelo por su relación con otros indicadores (Poirier et al., 2018; García et al., 2019). Algunos autores como Berzsényi et al. (2000),

Onemli (2004) y Komatsuzaki y Ohta (2007) aseguran que algunas prácticas agronómicas como aporte de enmiendas orgánicas, laboreo reducido o rotación de cultivos, junto a un buen manejo, deberían conducir finalmente a un mayor rendimiento del cultivo.

Como se comentaba anteriormente, la dinámica y evolución del COT, junto a sus fracciones lábiles, son indicadores utilizados por su importancia en procesos y propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Duval et al., 2013). El COT es menos sensible a cambios de manejo a corto o mediano plazo (Haynes, 2005; Zhu et al., 2015; Bongiorno et al., 2019) debido a que las fracciones orgánicas más abundantes en el suelo son las de ciclado más lento, por lo que se necesita estudios a largo plazo para observar esas diferencias (Galantini y Suñer, 2008), siendo recomendados seguimientos continuos en intervalos de tiempo de 10 años (FAO, 2017); por este motivo, las fracciones lábiles han sido utilizadas como indicadores a corto plazo por cambios causados por diferentes prácticas de manejo (Chan et al., 2002; Lagomarsino et al., 2009; Yang et al., 2012; Galantini et al., 2014; Quanying et al. 2014; Guo et al., 2018; Singh y Benbi, 2018; Zhijun et al., 2018). Algunos autores sugieren el porcentaje de fracciones lábiles con respecto al COT como indicadores importantes, más que el contenido de cada una de ellas por sí mismas (Loveland y Webb, 2003).

En el carbono orgánico del suelo se distingue una fracción lábil, que mantiene las características químicas del material original (hidratos de carbono, ligninas, proteínas...) y una fracción húmica¹ constituida por tres fracciones diferentes, definidas según su

¹ Piccolo (2016) describe un nuevo paradigma basado en la consideración de las sustancias húmicas como estructuras supramoleculares, siendo las moléculas húmicas que los constituyen biomoléculas degradadas de bajo peso molecular (< 1000 Da). Estas, en solución, se auto-ensamblan en superestructuras metaestables y heterogéneas debido a fuerzas débiles dispersivas (van der Waals, P-P (apilamiento), y CH-P) y puentes de hidrógeno. La concentración de supraestructuras húmicas en solución estaría en equilibrio con las moléculas húmicas de la fase sólida, que están estabilizadas bien por adsorción hidrofóbica en la superficie de aluminosilicatos, o por sorción específica sobre óxidos de hierro o aluminio, o por complejos con metales di- o trivalentes.

La acumulación de sustancias húmicas en el suelo (la llamada humificación) es, entonces, un proceso dinámico por el cual los subproductos heterogéneos procedentes de la degradación biótica o abiótica de tejidos vegetales y animales (lípidos, péptidos, oligosacáridos, etc.), ya no se considerarán como ligados covalentemente en inverosímiles macropolímeros húmicos ramificados de masa molecular siempre creciente. En vez de ello, estas moléculas húmicas estarían siendo progresivamente protegidas de la mineralización en superestructuras débilmente unidas por una creciente concentración de componentes hidrofóbicos. Al estar termodinámicamente excluidas del agua, dichas moléculas húmicas no serían accesibles para la mineralización.

Como consecuencias de modificaciones conformacionales de la superestructura a causa de ácidos orgánicos exudados por las raíces o degradación microbiana, este reservorio de moléculas húmicas hidrofóbicamente sorbidas sobre la arcilla del suelo y químicamente sorbidas sobre óxidos, podrían ser nuevamente liberadas a la solución del suelo. Según este nuevo paradigma, el equilibrio existente entre la fase líquida y sólida, mediatizado por las plantas y los microorganismos, será entonces el responsable de la fertilidad física y química de los suelos. De hecho, proporcionaría las moléculas húmicas móviles que desempeñan un papel bioactivo en el crecimiento de las plantas, estabiliza la estructura del suelo formando complejos órgano-minerales y controlaría el transporte de la materia orgánica (y contaminantes con los que actúe) hacia horizontes más profundos.

estabilidad bajo hidrólisis ácida y oxidación con permanganato: ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas (Paul et al., 2001; Galantini, 2002). La fracción húmica son compuestos más estables, recalcitrantes, que tardan más tiempo en descomponerse y no están fácilmente disponibles para los microorganismos (Lal, 2004, de Almeida et al., 2019), y que pueden mejorar la capacidad de amortiguación del suelo, aumentar la retención de humedad, suministrar a las plantas los micronutrientes disponibles y reducir la toxicidad del suelo (Guimarães et al., 2013). Las fracciones lábiles son compuestos con una rotación rápida en el suelo, ya que son la principal fuente de energía de los microorganismos del suelo (Haynes, 2005; Bünemann et al., 2016). Los compuestos bioquímicos identificables más frecuentemente en las reservas de fracciones lábiles del carbono orgánico del suelo son aminoácidos, péptidos, enzimas activas, ácidos orgánicos, carbohidratos, lípidos, vitaminas o factores de crecimiento (Bleam, 2012). De este modo, las fracciones lábiles del carbono orgánico son útiles como indicadores del suelo por su sensibilidad a corto plazo y por su relación con funciones del suelo como el ciclo de nutrientes, formación de agregados estables, almacenamiento de carbono y hábitat para la biodiversidad (Blanco-Moure et al., 2016; Bongiorno et al., 2019).

Además de por su grado de transformación, las fracciones lábiles de la materia orgánica pueden clasificarse según su forma de separación, que pueden ser físicas, químicas o biológicas (Bongiorno et al., 2019) (Figura 2.2). Los métodos de separación física se basan en el tamaño de las partículas (Cambardella y Elliot, 1992) o su densidad (Janzen et al. 1992; Shang et al., 2014), mediante tamizado en seco y húmedo, dispersión con vibración ultrasonido en agua, sedimentación y separación por densidad con productos para ello como el yoduro potásico (Nayak et al., 2019). Tanto la separación por tamaño de partículas como por densidad solo tienen en cuenta los complejos organo-minerales primarios del suelo, y no los agregados, por lo que la dispersión de las partículas del suelo es crucial antes de proceder a cualquier tipo de separación de la materia orgánica (von Lützow et al., 2007).

El método de separación física por tamaño de partículas, a su vez, se clasifica en carbono orgánico particulado (COP) y carbono orgánico asociado a las partículas minerales, limo y arcilla (COM) (Blanco-Moure et al., 2013; Benbi et al., 2014). COP es el carbono que se encuentra presente en la fracción de la materia orgánica asociada con las arenas y cuyo tamaño está comprendido entre 0,053 mm y 2 mm (Cambardella y

Elliot, 1992) y está compuesta de material fácilmente disponible para su descomposición, como pueden ser restos vegetales o animales, y constituye una fracción dinámica asociada a la disponibilidad de nutrientes del suelo a corto plazo para los microorganismos y plantas, e influyen tanto en el ciclo de nutrientes como en las propiedades biológicas del suelo (Salvo et al., 2010; Oduor et al., 2018); también tienen un papel fundamental en la formación y estabilidad de los agregados al ser el agente cementante dominante en los agregados del suelo (Nayak et al., 2012; Guo et al., 2019b). COP se descompone fácilmente por los microorganismos del suelo, y por este motivo responde rápidamente a los cambios de manejo del suelo (Diovisalvi et al., 2008; Six y Paustian, 2013). Algunos autores han relacionado la composición química del COP con la estructura de la comunidad microbiana (Bastian et al., 2009; Eskelinen et al., 2009), aunque esa relación es todavía muy poco conocida (Xiao et al., 2017). COP es, además, el precursor de la formación de carbono de la biomasa microbiana, del carbono orgánico soluble, y del carbono de la fracción húmica del suelo (Manna et al., 2015).

COM es el carbono orgánico presente en partículas inferiores a 0,053 mm, que interactúa mediante adsorción con la superficie de los minerales (Duval et al., 2016; García-Díaz et al., 2018), y algunos autores lo establecen como la diferencia entre COP y carbono orgánico soluble (Duval et al., 2013; Guo et al., 2019b). COM se considera la fracción del carbono orgánico más recalcitrante (Duval et al., 2013), tiene una accesibilidad por parte de los organismos más baja y es menos lábil que el COP, siendo así menos susceptible a los cambios de manejo (Yu et al., 2012; Bu et al., 2015); por lo tanto, el COM se puede considerar un indicador de calidad del suelo poco recomendable si es necesaria una rápida respuesta, al contrario que el COP.

Por otro lado, el método de separación por densidad se clasifica en fracción ligera (FL) y fracción pesada (FP) (Cerli et al., 2012). FL está compuesta por materia orgánica libre, similares a restos de plantas, y representa un conjunto intermedio de residuos no descompuestos y materia orgánica humificada; corresponde a las fracciones con una densidad $<1,7 \text{ g cm}^{-3}$ (Cookson et al., 2005; Tan et al., 2007; García-Franco et al., 2015). FL es fácilmente accesible y descomponible por parte de los microorganismos (Singh et al., 2014), siendo una fuente importante de energía y de nutrientes para organismos heterótrofos (Laik et al., 2009); además, se considera como una forma de acumulación de N en el suelo (Whalen et al., 2000) y tiene relación con mayor

mineralización de N del suelo (Ros et al., 2011), siendo importante en la estabilidad de los agregados, especialmente macroagregados, y en el ciclo de nutrientes (Tan et al., 2007). FP se refiere a la sustancia húmica generalmente asociada a complejos minerales, con carácter recalcitrante, con concentraciones de C más bajas que FL y con una tasa de descomposición más lenta que FL, en gran parte por la falta de protección de coloides inorgánicos (Tan et al., 2007; Dhillon y Van Rees, 2017); corresponde a las fracciones con una densidad $>1,7 \text{ g cm}^{-3}$ (Han et al., 2015; Fang et al., 2019). La determinación de FP y su dinámica pueden ser útiles para determinar efectos de prácticas de manejo del suelo en términos de fertilidad y calidad (Dhillon y Van Rees, 2017), pero se puede considerar un indicador de calidad del suelo poco recomendable si es necesaria una rápida respuesta, al contrario que la FL.

En definitiva, COP y FL son las fracciones consideradas más activas en los ciclos de nutrientes, que intervienen en el mantenimiento de la estructura del suelo y disponibilidad de nutrientes, y responden de forma rápida a los cambios en la gestión, situándolas como buenos indicadores de calidad del suelo a corto plazo (Gosling et al., 2013). Tanto COP como FL son fracciones lábiles del carbono orgánico utilizados normalmente como indicadores de calidad del suelo, y, aunque no son equivalentes, sí guardan una estrecha relación (Curtin et al., 2019); COP y FL, debido a esta estrecha relación, se confunden de forma errónea en muchas ocasiones (Semenov et al., 2019). Del mismo modo, FL es más lábil que COP y, por tanto, es un indicador que proporciona una información más inmediata tras una modificación en el manejo del suelo en sistemas agrícolas (Ibrahim et al., 2015; Hassan et al., 2016).

Los métodos de separación química se han basado en la solubilidad de fracciones orgánicas en reactivos como agua, ácidos y bases (Skjemstad et al., 2006), susceptibilidad a la oxidación (Nayak et al., 2019), técnicas macromoleculares para la estimación de proteínas, polisacáridos y lípidos (Wiesenberg et al. 2004) y fraccionamiento virtual utilizando espectroscopía RMN ^{13}C en estado sólido (De Mastro et al., 2019). Las técnicas de fraccionamiento químicos existentes son diversas, entre las que se encuentran el carbono orgánico soluble (COS), el carbono orgánico soluble en agua caliente (COS-AC), carbono orgánico soluble hidrofílico (Hi-COS), carbono oxidable con permanganato (CO-KMnO_4), peróxido de hidrógeno ($\text{CO-H}_2\text{O}_2$), peroxodisulfato de sodio ($\text{CO-Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$), hipoclorito de sodio (CO-NaOCl) y con oxidación químico-térmica a 375°C (CO-375), así como carbono extraíble mediante

sulfato potásico ($\text{CO-K}_2\text{SO}_4$), y carbono hidrolizable extraído mediante ácido sulfúrico ($\text{CO-H}_2\text{SO}_4$) o clorhídrico (CO-HCl) (Helfrich et al., 2007; Bongiorno et al., 2019; Nayak et al., 2019). Los más utilizados por los autores en sus estudios son el COS, COS-AC y CO-KMnO_4 .

COS puede definirse como el carbono orgánico soluble en agua que puede atravesar un filtro de $0,45\ \mu\text{m}$ y forma parte de una pequeña parte de la materia orgánica (Kolka et al., 2008). COS constituye un pequeño porcentaje del COT, y está compuesto principalmente por exudados radiculares y microbianos, productos de hidrólisis y lixiviados de materia orgánica (Bongiorno et al., 2019), siendo las enmiendas orgánicas fuentes importantes (Jokubauskaite et al., 2015). A pesar de tener concentraciones muy pequeñas en comparación con otras fracciones lábiles (Embacher et al., 2007), COS está vinculado a muchas funciones importantes del suelo, como el suministro de nutrientes a los microorganismos, intervención en el ciclo del C y N, y mejora de las propiedades del suelo (Jokubauskaite et al., 2015). Debido a su bajo peso molecular, es la fracción lábil más fácil y rápidamente accesible por los microorganismos y plantas (Gonet y Debska, 2006; Monaci et al., 2017), es de rápida descomposición y es la fracción lábil más móvil del carbono orgánico (Bolan et al., 2011), siendo una vía importante para evaluar la pérdida de carbono orgánico de los sistemas agrícolas debido a su lixiviación hacia zonas más profundas del suelo (Kindler et al., 2011).

COS-AC es capaz de extraer, además, aminoácidos y C unidos a enzimas del suelo, ya que muchas enzimas se desnaturalizan a alta temperatura (Uchida et al., 2012; Prakash et al., 2016). La detección del COS es cuantitativamente cercana al que se puede detectar en condiciones de campo directamente, mientras que el COS-AC consiste en componentes más estables que forman la reserva de nutrientes para plantas y microorganismos (Hamkalo y Bedernichek, 2014); tanto el COS como el COS-AC incluyen, en general, carbohidratos que juegan un papel importante en aumentar el suministro de nutrientes y mejorar la agregación del suelo (Yousefi et al. 2008). COS es un indicador con el que se obtienen resultados más rápidos, y diversos autores la han correlacionado de forma positiva y significativa con el COS-AC en suelos agrícolas (Padbhushan et al., 2015; Sun et al., 2015). Además, Ghani et al. (2003) encontraron que el COS constituye aproximadamente el 6% del COS-AC, y una correlación positiva entre ambas. CO-KMnO_4 es un método para cuantificar el carbono activo del suelo, y tiene una alta correlación con la mayoría de medidas de actividad del suelo como

carbono de la biomasa microbiana (Culman et al., 2010, DuPont et al., 2010), fosfolípidos (Jokela et al., 2009), carbono orgánico particulado (Wuest et al., 2006; Mirsky et al., 2008), respiración y carbono orgánico total del suelo (Weil et al., 2003); en el caso de la relación CO-KMnO₄ y COP, es este último el que presenta una mayor sensibilidad a las modificaciones de carbono orgánico como resultado del manejo del suelo (Skjemstad et al., 2006).

El método de separación biológica se clasifica en carbono de la biomasa microbiana (CBM) y carbono orgánico mineralizable (CMin) (Zhang et al., 2011; Awale et al., 2013; Bongiorno et al., 2019), y normalmente son determinadas por fumigación del suelo y medición del CO₂ producido por la respiración microbiana en sistemas en incubación (Vance et al., 1987; Haynes, 2005). CBM representa la fracción del carbono orgánico del suelo presente en el componente vivo de la materia orgánica, principalmente bacterias y hongos, y que descomponen los restos del cultivo y materia orgánica del suelo (Ramesh et al., 2019). Aunque CBM constituye una pequeña parte del COT del suelo, generalmente hasta un 5% (Naresh et al., 2017), es un componente importante para mantener o mejorar la calidad del suelo y la productividad de los cultivos (Kaschuk et al., 2010; Li et al., 2018d), ya que influye de manera notable sobre la agregación del suelo, la actividad microbiana, el ciclo del carbono, y proporciona recursos nutricionales al cultivo (Zhang et al., 2017), sobre todo en los primeros centímetros del suelo, que es donde se encuentra más de la mitad de la biomasa microbiana (Naresh et al., 2017). Se ha demostrado que la aplicación integrada de fertilizantes orgánicos e inorgánicos ayuda a aumentar el CBM, más que con la aplicación de fertilizantes orgánicos únicamente, mientras que la aplicación única de fertilizantes químicos lo disminuye (Chang et al., 2014; Lin et al., 2017), mientras que el laboreo también influye tanto en zonas superficiales como en zonas profundas (Kumar et al., 2014; Fernández et al., 2017b).

Por todo ello, CBM es considerado como una fracción lábil importante del carbono orgánico (de Souza et al., 2016) y, además, se puede considerar buen indicador del suelo debido al corto tiempo de respuesta tras un cambio de manejo del suelo (Kallenbach y Grandy, 2011; Schlöter et al., 2018). Muchos estudios en sistemas agrícolas han demostrado una alta y significativa correlación entre CBM y varios parámetros que pueden servir de indicadores de calidad del suelo, entre los se encuentran el carbono orgánico y sus fracciones lábiles y, como se describirá más adelante, actividades

enzimáticas y respiración del suelo (Jiang et al., 2006; Choudhary et al., 2013; Hu et al., 2013; Nedunchezhiyan et al., 2013; Nie et al., 2013; Martín-Lammerding et al., 2013; Luo et al., 2015; Mi et al., 2016; Padalia et al., 2018; Sun et al., 2018; Nyawade et al., 2019; Partey et al., 2019). Para incluir algunos detalles relativos a los procesos microbianos en el estudio de calidad de suelos, un indicador microbiano ampliamente considerado, y bien correlacionado con CBM, es la relación hongos-bacterias (H:B), basada en la subdivisión de los microbios en los principales grupos de descomposición (Malik et al. 2016; Thangasamy et al. 2018).

El CMin mide el flujo de CO₂ del proceso de respiración de microorganismos heterótrofos al descomponer la materia orgánica, durante una incubación aeróbica a corto plazo (Haney et al., 2008), y es utilizado como un indicador sensible ante cambios de manejo del suelo (Hurisso et al., 2016). Culman et al. (2013) concluyó que el CMin es un indicador recomendable ante el uso de prácticas que promuevan la mineralización del carbono, como por ejemplo rotación de cultivos o cultivos de cobertura. Varios estudios han demostrado una alta y significativa correlación entre el CMin y el carbono orgánico del suelo y sus fracciones lábiles en sistemas agrícolas (Benbi et al., 2015; Guo et al., 2019a; Semenov et al., 2019).

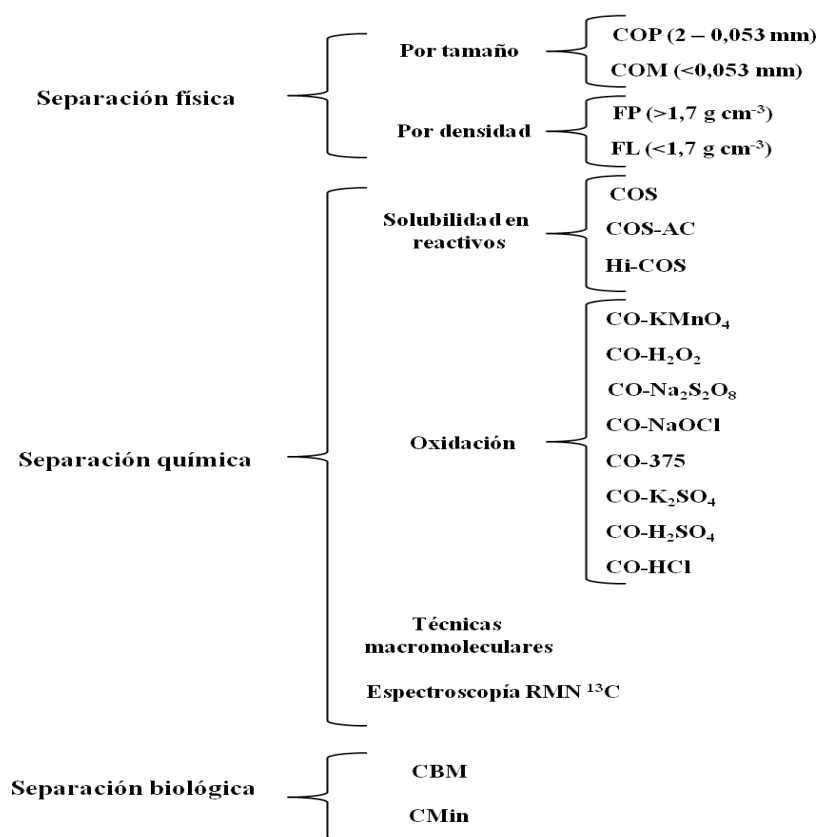


Figura 2.2. Clasificación de los métodos de separación de las fracciones lábiles del carbono orgánico. COP: carbono orgánico particulado. COM: carbono orgánico asociado a partículas minerales. FP: fracción pesada. FL: fracción ligera. COS: carbono orgánico soluble. Hi-COS: carbono orgánico soluble hidrofílico. CO-KMnO₄: carbono oxidable en permanganato. CO-H₂O₂: carbono oxidable en peróxido de hidrógeno. CO-Na₂S₂O₈: carbono oxidable en peroxodisulfato de disodio. CO-NaOCl: carbono oxidable en hipoclorito de sodio. CO-375: carbono extraído con oxidación química-térmica. CO-K₂SO₄: carbono oxidable en sulfato potásico. CO-H₂SO₄: carbono oxidable en ácido sulfúrico. CO-HCl: carbono oxidable en ácido clorhídrico. CBM: carbono de la biomasa microbiana. CMin: carbono orgánico mineralizable.

2.3.2.2. *Actividad enzimática del suelo*

Las actividades enzimáticas del suelo son indicadores básicos y muy utilizados por su sensibilidad a los procesos microbiológicos y bioquímicos del suelo, que aportan información rápida y precisa, tras un cambio de manejo en sistemas agrícolas, sobre la actividad y biomasa microbiana del suelo, descomposición de la materia orgánica, hábitat para los microorganismos, ciclo de nutrientes, disponibilidad de nutrientes y otras propiedades del suelo (Nanniperi y Paul, 2009; Bowles et al., 2014; Dong et al., 2014; Veum et al., 2014; Luo et al., 2015; Torres et al., 2015; Melo et al., 2018; Jat et al., 2019a). La biomasa microbiana del suelo, junto con la actividad radicular, determina el potencial de producción de enzimas en el suelo (Torres et al., 2015; Srinivasarao et al., 2018); de esta forma, la determinación de actividades enzimáticas puede ayudar a obtener información sobre el carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana (Yu et al., 2019).

La diversidad enzimática en el suelo tiene una gran importancia en el suelo, puesto que las transformaciones químicas se completarán cuando estén presente un conjunto completo de enzimas (Walmsley y Sklenicka, 2017), cada una de ellas relacionadas con una función y una reacción química a catalizar específica (Tabatabai, 1994). Las enzimas más estudiadas como indicadores de calidad del suelo son amidasa, arilsulfatasa, catalasa, celulasa, fenoloxidasa, proteasa, fosfatasa, ureasa, β -glucosidasa y α -deshidrogenasa (Karaca et al., 2011). Rao et al. (2017) recogen en su estudio las principales enzimas del suelo utilizadas como indicadores y sus funciones. De todas ellas, las más utilizadas para evaluar el efecto de las prácticas de manejo agronómicas a corto plazo son fosfatasa, ureasa, β -glucosidasa y α -deshidrogenasa (Panettieri et al.,

2015). La fosfatasa está involucrada en el ciclo del fósforo, la ureasa en el ciclo del nitrógeno y la β -glucosidasa en el ciclo del carbono.

La enzima α -deshidrogenasa es la principal representante del grupo de las enzimas oxidorreductasas (Gu et al., 2009), su actividad tiene lugar en el interior de las células vivas, por lo que se asocia con la fracción activa de la comunidad microbiana del suelo (Järvan et al., 2014), y refleja el estado metabólico de los microorganismos del suelo y el crecimiento microbiano (Watts et al., 2010; Xavier et al., 2019). Además, puede ser considerada una buena medida de actividades oxidativas microbianas de la materia orgánica del suelo, al ser uno de los bioindicadores más sensibles relacionados con la fertilidad del suelo (Wolińska y Stępniewska, 2012). En cuanto a la enzima β -glucosidasa, pertenece al grupo de las enzimas glucosidasas y su actividad es muy importante en los suelos al participar en el proceso de degradación de la celulosa, hidrolizando el residuo de celobiosa presente en restos vegetales (Martínez y Tabatabai, 1997; Gil-Sotres et al. 2005) y produciendo glucosa como producto final. Esta glucosa producida es una importante fuente de energía para el crecimiento y actividad de los microorganismos del suelo (Tabatabai, 1994; Merino et al., 2016); por lo tanto, la actividad de esta enzima es importante en el ciclo del carbono (Adetunji et al., 2017).

La elección para analizar una enzima u otra en la evaluación de la calidad del suelo debe basarse en el objetivo del estudio y a la facilidad de su análisis (Stone et al., 2016). En este sentido, la actividad de las enzimas α -deshidrogenasa y β -glucosidasa son dos bioindicadores adecuados por su sensibilidad a los cambios de manejo a corto plazo y por este motivo son monitoreados frecuentemente (Wolińska y Stępniewska, 2012; Gunal et al., 2018; Nyiraneza et al., 2018; Selvakumar et al., 2018). De este modo, se asume que un suelo con una población de organismos equilibrada y diversa es indicativo de un suelo con buena calidad (Alkorta et al., 2003; Rankoth et al., 2019).

Los factores que intervienen en la actividad enzimática de suelos agrícolas, y en particular en las actividades α -deshidrogenasa y β -glucosidasa, son humedad del suelo, aireación, contenido de materia orgánica, pH, temperatura, presencia y tipo de cultivo, y salinidad (Scotti, 2010; Wolińska y Stępniewska, 2012; Adetunji et al., 2017), además de la presencia de pesticidas (Riah et al., 2014; Bacmaga et al., 2018). La etapa de crecimiento de las plantas puede hacer variar estos indicadores de calidad del suelo (Karaca et al., 2011). Diversos estudios han relacionado directamente de forma positiva

el contenido de carbono orgánico, como indicador principal y adicionado en forma de fertilizante orgánico, con la respiración y actividad enzimática del suelo (Chang et al., 2008; Chirinda et al., 2010; Huang et al., 2013; Das et al., 2014; Utobo y Tewari, 2015; Fernández et al., 2016; Merino et al., 2016; Liao et al., 2018), aunque estas dos últimos indicadores responden más rápidamente al cambio de manejo que el carbono orgánico (Mahajan et al., 2019). Muchos son los estudios orientados a cultivos agrícolas al aire libre, pero muy pocos los estudios orientados a suelos en invernadero.

Determinadas prácticas agrícolas, como el laboreo, los cultivos de cobertura o la incorporación de restos vegetales, pueden afectar a las actividades enzimáticas, a la biomasa microbiana y a la disponibilidad y ciclo de nutrientes, siendo los del carbono y nitrógeno importantes en sistemas de producción agrícola (Zhang et al. 2013; Neogi et al., 2014; Singh et al., 2015; Vázquez et al., 2017; Li et al., 2018d; Singh et al., 2018a; Brennan y Acosta-Martínez, 2019).

2.3.2.3. Respiración del suelo

La presencia de carbono orgánico del suelo estimula la biodiversidad del suelo (Weil y Magdoff, 2004), y por tanto, la respiración del suelo, que es el principal mecanismo de pérdida de carbono del suelo en forma de CO₂, e incluye el CO₂ liberado mediante el proceso de descomposición de la materia orgánica (respiración heterótrofa) y el CO₂ liberado en el proceso de respiración de las raíces vivas (respiración autótrofa); algunos autores incluyen la actividad de los microorganismos de la rizosfera como parte de la respiración heterótrofa (Kuzyakov, 2006) y otros como parte de la respiración autótrofa (Chen et al., 2017; Chen et al., 2019). Además, la acidificación de suelos con contenidos de CaCO₃ también puede influir en la emisión de CO₂ del suelo, y sobreestimar la medición de respiración (Mehra et al., 2019). La medición de respiración se realiza normalmente mediante método de cámara de gas, ya que permiten la detección de flujos pequeños de CO₂, son relativamente baratos, y pueden adaptarse a una amplia gama de métodos de campo y objetivos experimentales (Rochette y Hutchinson, 2005); Pavelka et al. (2007) y Lai et al. (2012) afirman que la superficie del suelo es la mejor zona para medir respiración mediante cámara de gas, y no en profundidad.

Las medidas de respiración están influenciadas por diversos factores como la temperatura y el contenido volumétrico de agua en el suelo (de Almeida et al., 2015), y

también por las prácticas de manejo del suelo (Xavier et al., 2019). Wang y Ren (2017) y Zapata et al. (2018) han afirmado que la temperatura, humedad del suelo y biomasa radicular se distribuyen de manera no uniforme entre las líneas de cultivo, afectando a la distribución espacial y temporal de la respiración del suelo en suelos agrícolas y, por tanto, en el flujo de CO₂, con diferencias entre zonas próximas al emisor de agua y zonas del pasillo de trabajo.

Diversos autores han estudiado el efecto de diferentes manejos agrícolas sobre la respiración del suelo, como la aplicación de fertilizantes inorgánicos y orgánicos, sin un resultado claro debido a la interacción con los factores que influyen en ella y en sus dos componentes (respiración autótrofa y heterótrofa); mientras que unos autores concluyen que la aplicación de N mediante fertilizantes inorgánicos mejora tanto la respiración del suelo total como la autótrofa y heterótrofa (Tu et al., 2013; Wang et al., 2019), otros concluyen que mejora la autótrofa pero no la heterótrofa y la respiración total del suelo (Chen et al., 2018), y otros que aumenta la heterótrofa y la respiración total pero no la autótrofa (Comeau et al., 2016). Autores como Holik et al. (2019) y Lamprey et al. (2019) observaron que la combinación de fertilizantes orgánicos e inorgánicos aumentó la emisión de CO₂ en suelos agrícolas.

La respiración del suelo puede medirse también como respiración basal, que es la respiración atribuida a los microorganismos en el proceso de mineralización de la materia orgánica en un suelo sin raíces (respiración heterótrofa) (Creamer et al., 2014), y es aceptada y muy utilizada como indicador de calidad del suelo por la comunidad científica (Bastida et al., 2008; Stone et al., 2016; Lori et al., 2017). En la actualidad, son pocos los métodos rentables para medir la respiración basal en campo a gran escala, y la mayoría se centran en medida de laboratorio (Thoumazeau et al., 2017). USDA (2001), en su programa de pruebas para la calidad del suelo, ha incluido el sistema de gel Solvita CO₂-Burst Test (Solvita & Woods End Laboratories) como un procedimiento rápido y de un coste relativamente bajo para la determinación de la respiración basal del suelo (Haney et al., 2008). Normalmente, la respiración basal se determina en combinación con otros indicadores de rápida respuesta (Thoumazeau et al., 2017), como las fracciones lábiles del carbono orgánico (Qin et al., 2010; Álvarez y Álvarez, 2016) y la actividad enzimática (Fernandes et al., 2005; Melo et al., 2018).

2.3.2.4. Conductividad eléctrica, pH y disponibilidad nutricional

La conductividad eléctrica (CE) y el pH son indicadores monitoreados por diversos autores frecuentemente (He et al., 2012; Morugán-Coronado et al., 2015; Zhao et al., 2018; Gura y Mnkeni, 2019; Juhos et al., 2019). La CE es un indicador importante en suelos agrícolas, ya que permite evaluar la cantidad de sales provenientes sobre todo de los fertilizantes aplicados (orgánicos o inorgánicos), o el agua de riego, principalmente los cationes Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} y los aniones Cl^- , NO_3^- , y SO_4^{2-} (Lal, 2017), y poder detectar así una acumulación de sales que obstaculicen el crecimiento vegetal (Oliver et al., 2013; Patel, 2015). La acumulación de cloruros, nitratos, fosfatos y sulfatos, especialmente, pueden ser perjudiciales para la productividad de los cultivos (Renseigné et al., 2007; Gianquinto et al., 2013; Paul y Lade, 2014; Almeida y Serralheiro, 2017; Isayenkov y Maathuis, 2019). En cambio, también puede ser una medida de nutrientes solubles disponibles para el cultivo (Zhao et al., 2018). Una de las prácticas que más riesgo de salinización acarreen es el aporte de fertilizantes orgánicos, sobre todo compost, que pueden perjudicar el crecimiento del cultivo si se produce un mal manejo (Bonanomi et al., 2014; Scotti et al., 2015), por lo que cobra especial importancia la gestión del riego y el aporte de la propia fertilización para evitar su pérdida o un aporte de sales perjudicial para los cultivos (Ammari et al., 2015; Voogt et al., 2017).

El pH es un indicador que permite evaluar la potencial disponibilidad de nutrientes en un sistema de producción agrícola, incluido el carbono orgánico del suelo (Cardoso et al., 2013; Zhao et al., 2018). El pH es un indicador con baja sensibilidad al cambio de manejo, y no se ha demostrado influencia significativa en prácticas como laboreo (Bai et al., 2018) o rotación de cultivos (Spiegel et al., 2015), mientras que otros autores tampoco han encontrado diferencias significativas entre manejo orgánico y convencional (Domagala-Swiatkiewicz y Gastol, 2013). Por este motivo, no es buen indicador para respuestas a corto plazo.

El nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) son considerados macronutrientes en la agronomía tradicional, por lo que sus determinaciones son buenos indicadores de calidad del suelo en sistemas agrícolas (Fazekašová, 2012). La determinación de N, normalmente en forma de NO_3^- en la solución del suelo, es un indicador de calidad del suelo importante debido a su relación con la productividad del suelo (Merrington et al., 2006), ya que es fácilmente asimilable por las plantas y refleja la cantidad de N en el

suelo procedente de la mineralización de la materia orgánica y del N aportado mediante fertilizantes (Peruzzi, 2017). La formación de nitrato a partir de la materia orgánica o restos de cosecha por parte de la comunidad microbiana depende sobre todo de la temperatura, aireación, contenido en agua y pH (Gougoulas et al., 2014).

El extracto de pasta saturada es el método estándar para la determinación de CE, pH y disponibilidad de nutrientes en laboratorio, pero es un método que requiere conocer el punto de saturación del suelo, complicado en muchas ocasiones, y de procedimientos tediosos y duraderos, especialmente si el objetivo del monitoreo es el seguimiento a lo largo de una campaña de cultivo, con un número considerable de muestras (Kargas et al., 2018). Por este motivo, la solución del suelo obtenida mediante diferentes relaciones suelo:agua es el método más utilizado, siendo la solución 1:5 (suelo:agua) una alternativa al extracto de pasta saturada habitualmente utilizada, que disuelve la mayoría de los solutos, de elaboración menos laboriosa y sensible a las variaciones temporales en el suelo (He et al., 2015). Existen normativas que regulan las medidas de CE y pH en solución 1:5, tanto en suelo (UNE 77308:2001; UNE-ISO 10390:2012), como en fertilizantes y enmiendas orgánicas (UNE-EN13037:2012; UNE-EN 13038:2012).

2.4. Insumos en sistemas agrícolas en invernadero

Como se comentaba en el apartado 2.1 de esta Tesis, muchos agricultores de sistemas de producción agrícolas en invernadero aplican una fertilización y riego excesiva, en muchos casos, para evitar cualquier efecto negativo en el rendimiento debido a la escasez de nutrientes, así como el riego aportado, para evitar la acumulación de sales en zonas cercanas de la superficie (Albornoz et al., 2020). De esta forma, la monitorización del agua y de los fertilizantes en las campañas de cultivo, con el fin de minimizar la contaminación ambiental y disminuir costes de producción, es fundamental en sistemas agrícolas en invernadero (Pardossi et al., 2009; Cabrera et al., 2016; Montesano et al., 2018). El uso del agua y del nitrógeno han sido estudiadas por su importante papel en sistemas de producción agrícola (Sinclair y Rufty, 2012; Bai et al., 2018).

La gran mayoría de las aplicaciones excesivas se centran, sobre todo, en el nitrógeno, y en menor medida en fósforo y potasio; estas aplicaciones, acompañadas del suministro inadecuado de otros nutrientes, pueden provocar toxicidades, deficiencias de un solo

nutriente o desórdenes multinutricionales en el cultivo, por lo que es importante conocer el estado nutricional y las reservas de nutrientes del suelo mediante análisis químicos de la solución (Gianquinto et al., 2013; Ammari et al., 2015), y adaptar los insumos a las demandas del cultivo (Quemada y Gabriel, 2016). Además del posible daño al cultivo, es muy fácil que tenga lugar una lixiviación de gran cantidad de nutrientes, provocando contaminación en aguas subterráneas, sobre todo por nitratos, debido a su alta solubilidad y facilidad para ser lixiviados cuando se aplican riegos excesivos (Shi et al., 2009; Salazar et al., 2013; Lawniczak et al. 2016), a pesar del fertirriego adoptado en sistemas agrícolas con el fin de disminuir las pérdidas (Quemada y Gabriel, 2016). En este sentido, la poca profundidad alcanzada por las raíces de los cultivos en invernadero con gestión convencional influye en la gran pérdida de nitrógeno por lixiviación (Zhang et al., 2019).

Por lo tanto, la determinación de la concentración de nitratos y el volumen de lixiviados surgen como indicadores para evaluar las pérdidas de los aportes en un sistema determinado (Zhou y Butterbach-Bahl, 2014), y sus posibles impactos sobre el medio ambiente. Algunos autores han estudiado la gestión y lixiviación del nitrógeno en invernaderos (Thompson et al., 2007; Dahan et al., 2014; Soto et al., 2015; Marchi et al., 2016; Padilla et al., 2017).

Para monitorear de forma directa y poder evaluar la concentración de sales de la solución del suelo y lixiviados, existen diversos instrumentos. Weihermüller et al. (2007) distinguen seis tipos: sondas de succión porosas, platos porosos de succión, fibras capilares, cajas de resina, lisímetros de bandeja, y lisímetros de drenaje; los dos últimos sirven sobre todo para el monitoreo del volumen y concentración de nutrientes en lixiviados, y no son muy apropiados para controlar la acumulación de sales o disponibilidad de nutrientes en el suelo en invernadero (Fernández et al., 2017a). Las sondas de succión están diseñadas con un tubo, generalmente de PVC, con un extremo inferior poroso y un extremo superior sellado, que extraen agua por capilaridad tras la aplicación de una tensión negativa (Wang et al., 2012). Estas sondas pueden instalarse variando los ángulos con respecto a la superficie y a diferentes profundidades, son de instalación sencilla, de bajo coste, no requieren mantenimiento y no perturban el flujo de agua durante mucho tiempo (Curley et al., 2011; Wang et al., 2012); en cambio, necesitan un buen contacto entre la superficie de la sonda y el suelo, son incapaces de capturar el agua de los macroporos, siendo una limitación importante en suelos con

textura gruesa (Grossman y Udluft, 1991; Singh et al., 2018b), pudiendo generar flujos preferenciales y captar agua y solutos lejanos a la zona de influencia radicular (conocido como "efecto de canalización") (Wang et al., 2012; Jabro et al., 2016). Además, la tensión óptima a aplicar y el tiempo con la succión aplicada son aspectos ampliamente debatidos por diversos autores en las últimas décadas (Alberts et al., 1977, Barbee y Brown, 1986; Grossman y Udluft, 1991; Beckmann et al., 1992; Paramasivam y Alva, 1997; Weihermüller et al., 2007; Fares et al., 2009; Wang et al., 2012; Jabro et al., 2016). Los platos porosos de succión constan de placas, de diferentes materiales como cerámica, vidrio sinterizado o acero sinterizado, conectadas a una serie de tubos que conducen la solución del suelo para ser extraída tras una tensión negativa aplicada; este método tiene un área de muestreo grande, siendo posible detectar flujos de agua preferenciales, a la vez que perturba el flujo de agua natural, necesita un buen contacto con el suelo circundante, y se necesitan más esfuerzos y modificaciones en la instalación que en el caso de las sondas de succión (Abdulkareem et al., 2015). El método de extracción de solución del suelo mediante la tensión generada por fibras capilares, generalmente de material inerte como fibra de vidrio o lana de roca, al entrar en contacto con el suelo, tiene como ventajas su poco mantenimiento, bajo coste e inexistencia de un equipo de succión, y como desventajas la necesidad de pruebas preliminares y pretratamientos para eliminar posibles reacciones con el material edáfico, la necesidad de instalar largas fibras tanto horizontalmente como verticalmente, aumentando así su dificultad de instalación y perturbación del suelo (Siemens y Kaupenjohann, 2004; Mertens et al., 2007). Las cajas de resinas consisten en la extracción de iones de la solución del suelo mediante resina de intercambio sintética, situada en el interior de una tubería de PVC con arena de cuarzo o limo en su interior, y presentan las desventajas similares a los lisímetros de bandeja en cuanto a la divergencia del flujo de agua, además de la posible interferencia del materia de la tubería con la concentración de solutos, necesidad de tener buen contacto con el suelo circundante, utilidad sobre todo en suelos saturados, y obtención de resultados a largo plazo (pueden tardar varias semanas en sistemas agrícolas); como ventajas más importantes surgen su bajo coste, facilidad de instalación y capacidad para medir una gran variedad de elementos (Singh et al., 2018b). Los lisímetros de bandeja son sistemas de muestreo pasivos, que se sitúan a una determinada profundidad y recolectan el agua que filtra libremente, y pueden estar hechos de cerámica, vidrio, plástico o acero inoxidable; como principales ventajas destacan su amplia superficie de muestreo, poco

mantenimiento, posibilidad de contabilizar el volumen de drenaje y su bajo coste, mientras que las principales desventajas son su compleja instalación, perturbación en la instalación, y las divergencias del flujo de agua alrededor del sistema, complicando la interpretación de las concentraciones en los flujos de agua (Weihermüller et al., 2007; Abdulkareem et al., 2015). Los lisímetros de drenaje son sistemas de muestreo pasivos en los que se recoge el agua de drenaje por gravedad, y pueden variar de tamaños (Meissner et al., 2010); estos sistemas presentan los inconvenientes del coste económico, las perturbaciones de la instalación, limitación del laboreo, perjuicio del desarrollo radicular y del crecimiento vegetal en la zona del lisímetro, y de la existencia de flujos preferenciales en el contacto entre el lisímetro y el suelo (Ramos y Kücke, 1999; Goss y Ehlers, 2009); además, son más efectivos con potenciales matriciales cercanos a la capacidad de campo (Cabrera et al., 2016). Por el contrario, estos sistemas requieren poco mantenimiento, abarcan una amplia superficie, permiten contabilizar el volumen de drenaje de un volumen de suelo conocido, y realizar cálculos como la evapotranspiración o el balance de agua en el suelo (Howell, 2005; Payero e Irmak, 2008; Ali y Rahman, 2016). Los lisímetros de drenaje son considerados el método estándar para la medida de lixiviación de nutrientes en sistemas agrícolas en invernadero (Min et al., 2012; Bonachela et al., 2018; Li et al., 2018a), aunque recientemente están siendo muy utilizados los lisímetros de bandeja (Cabrera et al., 2016); por otro lado, las sondas de succión son los instrumentos más utilizados en sistemas agrícolas en invernadero para monitorear la solución del suelo (Cabrera et al., 2016; Peña-Fleitas et al., 2016; Llanderal et al., 2019).

Para determinar el estado hídrico y/o nutricional de los suelos agrícolas, con el fin de gestionar el riego o fertirriego, existen sensores que determinan la humedad del suelo mediante el potencial mátrico del suelo (PMS) o el contenido volumétrico de agua en el suelo (CVAS). Los sensores PMS más usados en horticultura en invernadero son los tensiómetros y los sensores de matriz granular, sobre todo el primero (Thompson y Gallardo, 2005). Los tensiómetros miden la tensión de succión del suelo (valor en negativo), que se relaciona directamente con la tensión hídrica de las plantas y, por lo tanto, es una medida significativa del estrés de la planta (Shock y Wang, 2011). Existen tres tipos: tensiómetros manuales con lectura visual en un vacuómetro, tensiómetros manuales con un interruptor para activar el riego al alcanzar un valor, y tensiómetros eléctricos que utilizan transductores de presión para proporcionar una medición

continua y poder activar directamente el riego (IAEA, 2008). Estos instrumentos tienen la ventaja de proporcionar lecturas fiables, con posibilidad de instalar a diferentes profundidades, a la vez que son sencillos de interpretar, de bajo coste, no se ven afectados por la salinidad y algunos ofrecen la posibilidad de conectarse con el riego; por el contrario, para una lectura fiable, es necesaria una instalación y un mantenimiento adecuado, sobre todo en suelos arenosos, puesto que pueden aparecer burbujas de aire si el contacto con el suelo no es bueno, la lectura requiere del desplazamiento hasta el instrumento (en caso de los manuales), es de respuesta relativamente lenta y no ofrecen información del potencial osmótico de la solución del suelo, como sí les ocurre a las raíces (Charlesworth, 2005; Garg et al., 2016). Los sensores de matriz granular miden la resistencia eléctrica entre dos electrodos de una matriz porosa, y existen de lector manual o automático conectados al sistema de riego; como ventajas destacan su simplicidad, bajo coste, poco mantenimiento, conexión inalámbrica con otros sensores o a un logger, y capacidad para detectar un rango amplio de tensión del agua del suelo, mientras que las principales desventajas son su menor fiabilidad con respecto al tensiómetro, sobre todo en suelos húmedos y arenosos, ya que el sensor es de respuesta lenta, y el posible deterioro de la matriz porosa (Bianchi et al., 2017).

Los sensores CVAS se clasifican en tres grupos: sondas de humedad de neutrones, sensores de disipación de calor y sensores dieléctricos. La sonda de humedad de neutrones se basa en el movimiento rápido de neutrones emitidos por una fuente radioactiva, que son desacelerados o termalizados cuando colisionan con iones de hidrógeno en el suelo, compuesto principal del agua; estos instrumentos son precisos con mediciones a diferentes profundidades y abarcan gran volumen de suelo, pero presentan desventajas como la necesidad de calibración para cada suelo, utilización de material radiactivo, instrumento pesado y su alto coste (Sui, 2018). Los sensores de disipación de calor consisten en el cálculo del contenido volumétrico de agua mediante la emisión térmica por parte de un calentador y la lectura de la temperatura alcanzada de un bloque poroso por parte de un termómetro; de esta forma, la cantidad de flujo de calor emitido es proporcional a la cantidad de agua contenida en el material poroso, ya que un material húmedo se calienta más lentamente que uno seco (Carvalhoes-Dias et al., 2011). Como desventajas surgen su pequeño diámetro, siendo necesarias numerosas sondas para una medida fiable al abarcar poco volumen de suelo, fragilidad, necesidad de calibración para cada tipo de suelo y necesidad de sofisticados loggers para controlar

temperatura, variables energéticas y el tiempo de medida; como ventajas surgen principalmente la posibilidad de hacer medidas en serie, su bajo mantenimiento y su fiabilidad (Charlesworth, 2005). Los sensores dieléctricos basan su medida en la constante dieléctrica, es decir, la capacidad de un material aislante para transmitir ondas o pulsos electromagnéticos (González-Teruel et al., 2019); existen tres tipos de sensores dieléctricos: TDR (Time Domain Refractometry), TDT (Time Domain Transmissiometry) y sensores de capacitancia o FDR (Frequency Domain Refractometry), siendo estos últimos los más utilizados en suelos en invernadero (Thompson y Gallardo, 2005).

Los sensores TDR están basados en la emisión de una señal electromagnética a través de sondas de acero, situadas en el subsuelo; el tiempo que tarda en recorrer las sondas y volver al lugar de emisión está relacionado directamente con contenido de agua del suelo (Raffelli et al., 2017). Son unos instrumentos cuyas desventajas son su alto coste, su necesidad de equipos electrónicos adicionales para su correcto funcionamiento, su poco volumen de suelo abarcado, su pérdida de fiabilidad en suelos salinos; sus ventajas más importantes son una alta resolución, rapidez de medida, puede medir conductividad eléctrica simultáneamente y ofrece la posibilidad de realizar repeticiones (Lekshmi et al., 2014; Kojima et al., 2016), por lo que generalmente se usan para investigación. Los sensores TDT son una adaptación de los sensores TDR, cuya señal viaja en una sola dirección, y son más baratos y simples; en cambio, son de baja resolución y presentan mayores perturbaciones por la textura o salinidad el suelo (Sample et al., 2016). Los sensores FDR se basan de medidas de capacitancia del sistema suelo-aire-agua para medir la constante dieléctrica del suelo tras la tensión generada por dos placas (positivo y negativo), y pueden ser (i) de colocación en un tubo de acceso, (ii) de instalación subsuperficial, conectados en ambos casos a un logger que registra las medidas, y (iii) de lectura puntual (Thompson y Gallardo, 2005). Los sensores situados en un tubo de acceso tienen la ventaja del monitoreo automático y continuo a diferentes profundidades, fiabilidad, transferencia de datos a logger o registrador portátil y gran capacidad para almacenar datos, mientras que las principales desventajas que surgen están relacionadas con la necesidad de calibración, compleja instalación, destrucción del suelo y alto coste, siendo su uso poco común en instalaciones comerciales (Hanson et al., 2004). Los sensores de instalación subsuperficial permiten una lectura continua y pueden ser registrados en un logger, pueden colocarse en diferentes posiciones y

profundidades y conocer así los diferentes contenidos de humedad, influenciados por las variaciones verticales de las propiedades del suelo, son más baratos que los sensores TDR y pueden aportar una lectura de conductividad eléctrica por unidad del volumen de suelo del complejo agua-aire-suelo (ECa o "bulk electrical conductivity") (Domínguez-Niño et al., 2019); por contra, las principales desventajas son la necesaria conversión de la medida de conductividad eléctrica aportada, una precisión dependiente de propiedades como salinidad del suelo, contenido de agua, temperatura, porcentaje de saturación, densidad aparente, contenido en arcilla y contenido en materia orgánica, su pequeño volumen de suelo abarcado y el carácter destructivo en su instalación (Mandal et al., 2015; Aljoumani et al., 2018). Los sensores de lectura puntual no permiten su registro automático y llevar a cabo una evolución continua, es necesario realizar la medida manualmente, tienen limitaciones en suelos arenosos y secos, su uso se limita a zonas superficiales y son menos fiables que otros sensores dieléctricos, a la vez que son baratos, fácil de usar, tiene respuesta inmediata, aporta una medida de conductividad eléctrica y temperatura, y requieren poco mantenimiento (Kizito et al., 2008).

Todos los sensores tienen sus ventajas y sus inconvenientes, y existe una extensa variedad para monitorear el estado hídrico y nutricional del cultivo, por lo que los criterios para seleccionar uno u otro son importantes (Dobriyal et al., 2012). Álvarez-Benedi y Muñoz-Carpena (2004) establecieron los siguientes criterios: propiedades del suelo, aplicación (investigación, comercial o para la programación de riegos), tipo de cultivo, precisión y rango de humedad a medir, coste, formación y habilidades requeridas para el manejo del sensor, tipo de sensor y su mantenimiento. A pesar de las limitaciones de los sensores FDR de instalación subsuperficial, en el que destacan los sensores GS3, su utilización es de gran interés para evaluar la salinidad en sistemas de producción agrícola (Pardossi et al., 2009; Navarro-Hellín et al., 2015; Valdés et al., 2015; Rahman et al., 2016; Belayneh y Lea-Cox, 2017; Lim et al., 2017; Bonachela et al., 2018), y se ha demostrado que este tipo de sensores permite reducir el agua aportada (Zotarelli et al., 2009; Datta et al., 2018).

CAPÍTULO 3.

MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Localización y descripción de los invernaderos

El estudio se realizó en la Estación Experimental Cajamar "Las Palmerillas", ubicada en el municipio de El Ejido, Almería, SE España ($36^{\circ} 48' N$, $2^{\circ} 43' W$; 151 m de altura sobre el nivel del mar) (Figura 3.1). El clima de la zona de estudio es mediterráneo semiárido subtropical, según la clasificación agroclimática de Papadakis, con vientos dominantes de componente sur.

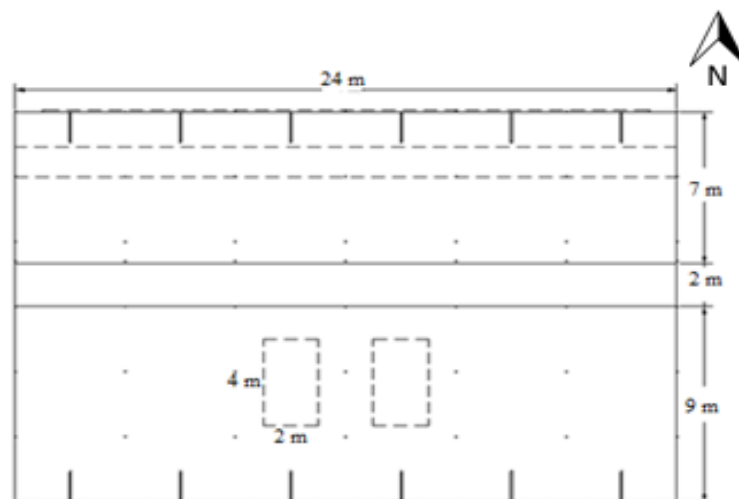


Figura 3.1. Ubicación de la zona de estudio. Imagen de la vista aérea cedida por la Estación Experimental Cajamar.

Los ensayos se llevaron a cabo en dos invernaderos idénticos situados uno junto a otro (invernadero T0 e invernadero T1). Cada uno de los invernaderos, con una superficie total de 432 m^2 , constaba de dos capillas con orientación Este-Oeste de 7 m de ancho en la zona norte y 9 m de ancho en la zona sur, y 24 m de largo, separadas por un pasillo central de 2 m (Figura 3.2). La altura de los invernaderos fue 2,9 m en las bandas laterales y 4,2 m en la cumbrera. El revestimiento de los invernaderos fue una lámina tricapa de polietileno incoloro difuso de baja densidad y larga duración (grosor: 200

μm). La cubierta tenía una inclinación de 13° en la cara sur y 25° en la cara norte. Los invernaderos tenían ventilación pasiva mediante dos ventanas laterales enrollables (2 m de ancho x 22 m de largo) en los lados norte y sur, y una ventana cenital abatible. Todas las ventanas estuvieron cubiertas por una malla anti-insectos de 20 x 10 hilos cm^{-2} y su apertura y cierre se gestionaba mediante con un controlador Priva WeatherStation (Priva, LC De Lier, Holanda). Ambos invernaderos tenían en su vertiente sur dos lisímetros (4 m x 2 m x 0,6 m) instalados en la construcción del invernadero en 1995. Cada lisímetro fue separado del suelo por una capa de caucho de butilo de 6 mm, con el fondo en forma de V ligeramente inclinado sobre el eje longitudinal para facilitar la salida del drenaje conducida por un tubo y recogida en un grifo en el exterior del invernadero.

(A)



(B)



Figura 3.2. (A) Dimensiones de los invernaderos de estudio. Los rectángulos con línea discontinua en la vertiente sur representan los lisímetros, mientras que las líneas paralelas discontinuas en la vertiente norte señalan la proyección en planta de la ventana cenital (Imagen cedida por la Estación Experimental Cajamar). (B) Vista exterior parcial de uno de los invernaderos (Imagen propia).

El riego para ambos invernaderos fue controlado por un sistema de aplicación de riego automático (MCU Ferti 2.1b, Himarcan Co., El Ejido, España), con tres tanques de solución nutritiva concentradas y otro con ácido nítrico para la regulación del pH. La inyección de nutrientes estaba regulada por sondas de conductividad eléctrica y pH.

El sistema de riego constaba de dos sectores independientes de riego para cada invernadero, regulados con un caudalímetro (Grupo JANZ, CU 2520) con 24 líneas portagoteros por sector y 16 goteros integrados autocompensantes por línea (Netafim, Tel Aviv, Israel), con un caudal $3,1 \text{ L h}^{-1}$ a una presión nominal de 1 bar. La conductividad eléctrica del agua de riego de la Estación, sin fertilizantes, se mantuvo en torno a $1,56 \text{ dS m}^{-1}$. Las líneas portagoteros se distribuyeron de forma pareada con 1,5 m (pasillo), 0,5 m entre líneas y 0,4 m entre goteros. En el invernadero T1, existió una tercera línea central portagoteros, situada a 0,25 m de cada una de las líneas pareadas.

En ambos invernaderos (T0 y T1), en el origen del experimento, la secuencia de horizontes fue la misma, y correspondió al enarenado de la provincia de Almería, que consiste en el aporte de 30 cm de sustrato de textura franco arcillo limosa sobre el suelo original y una capa superficial de 10 cm de grava fina a modo de acolchado inorgánico. La zona superficial del horizonte aportado aparecía parcialmente mezclada con el acolchado (Figura 3.3). El suelo inicial de cada uno de los invernaderos podría ser considerado como Tecnosol (eútrico), según los criterios de la clasificación taxonómica de WRB (FAO, 2015).



Figura 3.3. Esquema de un perfil enarenado (Granados, 2011) (izquierda), y vista en el invernadero T1 (Imagen propia) (derecha).

La textura y densidad aparente original de ambos suelos fueron similares (Tabla 3.1), al igual que la distribución de tamaño de las partículas (Figura 3.4).

Invernadero	Textura		DA (g cm^{-3} suelo)	
	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm
T0	Franco arcillo-limosa	Franco arcillo-limosa	$1,52 \pm 0,06$	$1,49 \pm 0,02$
T1	Franco arcillo-limosa	Franco arcillo-limosa	$1,64 \pm 0,10$	$1,52 \pm 0,04$

Tabla 3.1. Textura y densidad aparente (DA, g cm^{-3} suelo) en cada uno de los invernaderos (T0 y T1) en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). Los datos mostrados son valores medios de cinco muestras ($n=5$) obtenidas en líneas de cultivo seleccionadas al azar en cada invernadero, en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm), junto a su desviación estándar. No hubo diferencias significativas entre invernaderos en un mismo rango de profundidad ($p<0,05$).

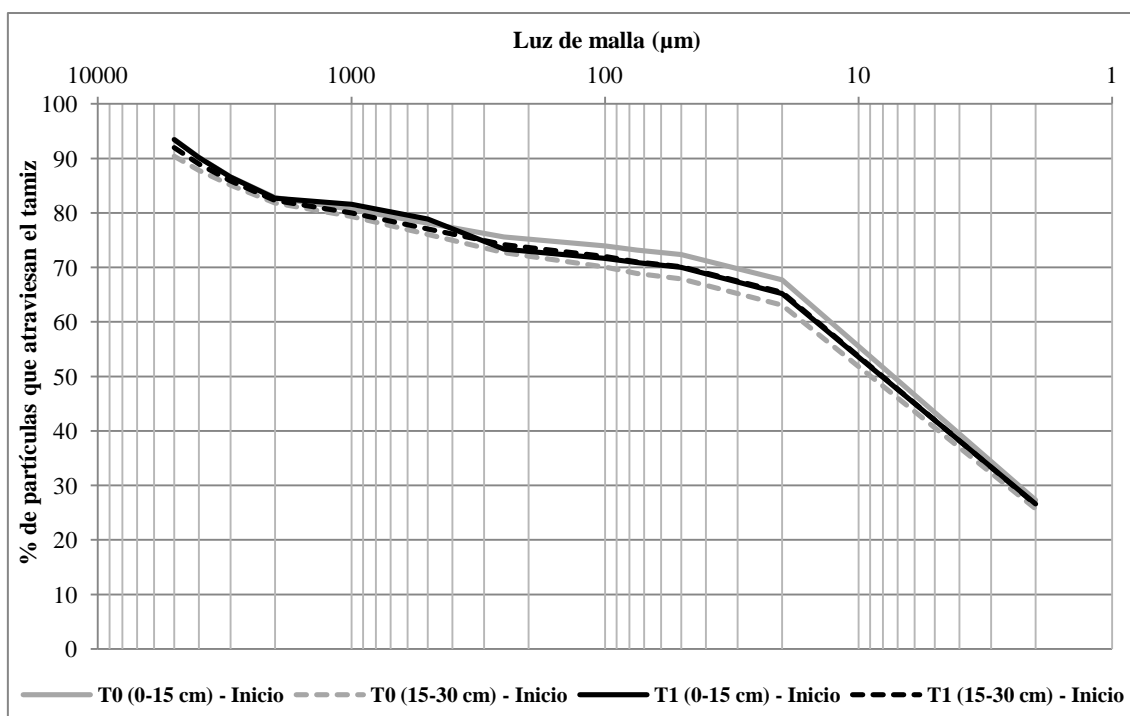


Figura 3.4. Porcentaje acumulado de partículas que atraviesan la luz de malla de 5000, 4000, 3000, 2000, 1000, 500, 250, 100, 75, 50, 20 y 2 µm, en el suelo de cada uno de los dos invernaderos (T0 y T1) en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). El porcentaje de partículas representado es la media de las muestras obtenidas de cinco zonas aleatorias de cada invernadero, en cada rango de profundidad.

Las curvas características de humedad de cada invernadero en cada rango de profundidad se muestran en la Figura 3.5. En la Tabla 3.2 se muestra la humedad de saturación, capacidad de campo, punto de marchitamiento y capacidad de agua disponible (cm^3 agua cm^{-3} suelo) en cada rango de profundidad de cada invernadero.

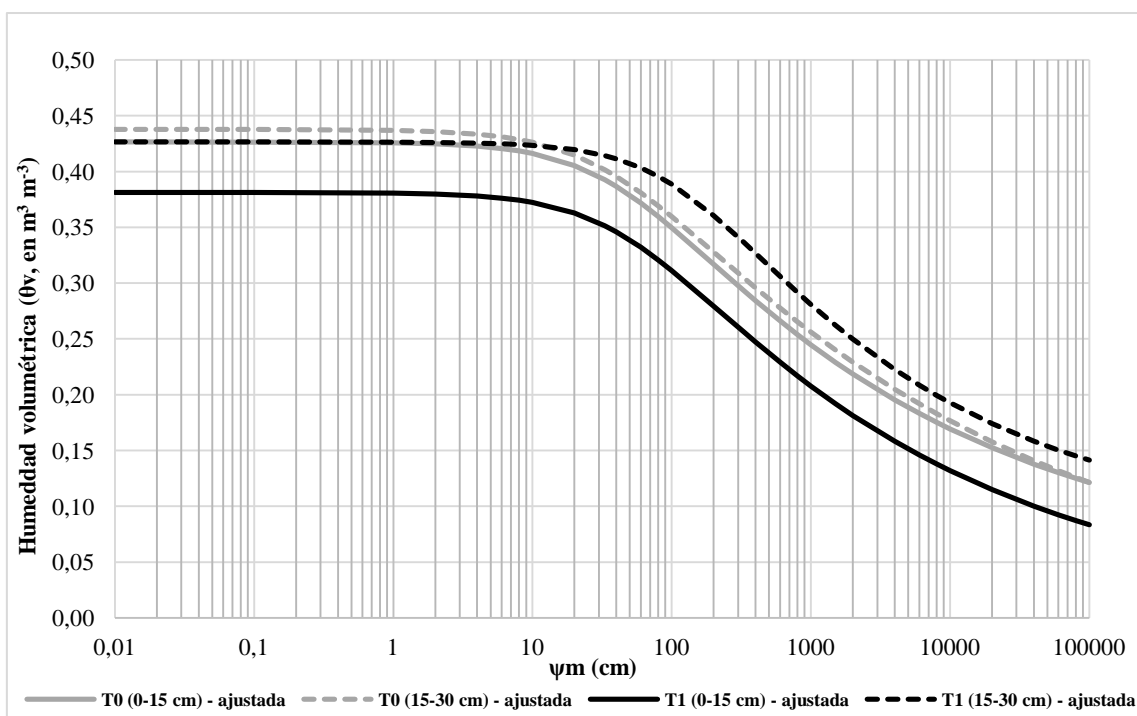


Figura 3.5. Curva característica de humedad en el suelo de cada uno de los dos invernaderos (T0 y T1) en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). Serie de datos ajustada mediante la función de van Genuchten, 1980. Las curvas representadas proceden de la media de las muestras obtenidas de cinco zonas aleatorias de cada invernadero, en cada rango de profundidad.

Prof. (cm)	Invernadero	θ_s	θ_{CC}	θ_{PMP}	CRAD	CA
0-15	T0	$0,43 \pm 0,02$	$0,30 \pm 0,02$	$0,17 \pm 0,02$	$0,13 \pm 0,00$	$0,13 \pm 0,00$
	T1	$0,38 \pm 0,03$	$0,25 \pm 0,03$	$0,12 \pm 0,03$	$0,13 \pm 0,01$	$0,13 \pm 0,01$
15-30	T0	$0,44 \pm 0,01$	$0,30 \pm 0,02$	$0,17 \pm 0,01$	$0,13 \pm 0,01$	$0,14 \pm 0,02$
	T1	$0,43 \pm 0,01$	$0,33 \pm 0,02$	$0,19 \pm 0,01$	$0,14 \pm 0,01$	$0,11 \pm 0,02$

Tabla 3.2. Contenido en humedad en los puntos de saturación (θ_s), calculada a partir de la densidad aparente del suelo, suponiendo $d_{real}=2,65 \text{ g cm}^{-3}$, capacidad de campo (θ_{CC} , 33 kPa), punto de marchitez permanente (θ_{PMP} , 1500 kPa), capacidad de retención de agua disponible (CRAD), expresados en $\text{cm}^3 \text{ agua cm}^{-3} \text{ suelo}$, y capacidad de aireación (CA), expresada en $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, en el suelo de cada uno de los dos invernaderos (T0 y T1) en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). Los valores mostrados proceden de la media de las muestras obtenidas de cinco zonas aleatorias de cada invernadero, en cada rango de profundidad.

En la Tabla 3.3 se muestra la distribución del tamaño de poro, expresado en porcentaje, en los dos suelos iniciales, de acuerdo con los criterios de Pagliai y Vignozzi (2002), obtenidos a partir de las curvas características de humedad.

Tipo de poro	Potencial hídrico (Ψ ; bar)	Invernadero T0		Invernadero T1	
		0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm
Fisuras	-0,006 < Ψ	1%	2%	1%	0%
Poros de transmisión	-0,06 < Ψ < -0,006	11%	11%	12%	5%
Poros de almacenamiento	-6 < Ψ < -0,06	44%	43%	49%	46%
Poros residuales	-600 < Ψ < -6	13%	14%	14%	14%
Poros enlazantes	Ψ < -600	31%	30%	24%	35%

Tabla 3.3. Distribución de tamaño de poro (%) en los suelos iniciales de cada invernadero (T0 y T1): fisuras (>500 μm), poros de transmisión (50-500 μm), poros de almacenamiento (0,5-50 μm), poros residuales (0,005-0,5 μm) y poros enlazantes (<0,005 μm). Criterios de Pagliai y Vignozzi (2002). Los porcentajes proceden de la media de las muestras obtenidas de cinco zonas aleatorias de cada invernadero, en cada rango de profundidad.

La conductividad hidráulica saturada de campo (K_{fs}) en el suelo inicial del invernadero T0 fue de $2,70 \times 10^{-3} \pm 0,15 \times 10^{-3} \text{ cm min}^{-1}$, mientras que en el suelo del invernadero T1 fue de $6,38 \times 10^{-3} \pm 0,36 \times 10^{-3} \text{ cm min}^{-1}$.

Las características físico-químicas de los suelos de los invernaderos iniciales en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm) se muestran en la Tabla 3.4:

		Invernadero T0		Invernadero T1	
		0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm
Análisis extracto acuoso 1:5	CE (dS m^{-1})	$0,50 \pm 0,15$	$0,50 \pm 0,18$	$0,75 \pm 0,15$	$0,71 \pm 0,25$
	pH	$8,49 \pm 0,04$	$8,57 \pm 0,02$	$8,45 \pm 0,04$	$8,56 \pm 0,02$
	Cl⁻ (ppm)	$272,94 \pm 116,01$	$164,84 \pm 31,54$	$304,69 \pm 119,50$	$218,89 \pm 40,04$
	N-NO₃⁻ (ppm)	$39,06 \pm 20,65$	$23,26 \pm 12,55$	$55,85 \pm 24,52$	$31,16 \pm 14,38$
	H₂PO₄⁻ (ppm)	$3,07 \pm 1,80$	$2,57 \pm 1,70$	$3,00 \pm 1,65$	$2,82 \pm 1,69$
	SO₄²⁻ (ppm)	$100,76 \pm 44,01$	$68,59 \pm 32,80$	$170,52 \pm 64,48$	$84,67 \pm 33,38$
Bases de cambio	K de cambio (g kg⁻¹ suelo)	$622,50 \pm 95,01$	$478,65 \pm 116,74$	$639,00 \pm 118,05$	$554,90 \pm 215,59$

Análisis del carbono	Ca de cambio	230,00 ±	160,00 ±	256,30 ±	160,24 ±
	(g kg⁻¹ suelo)	65,38	47,37	65,06	45,08
	Mg de cambio	215,00 ±	167,50 ±	190,60 ±	180,46 ±
	(g kg⁻¹ suelo)	30,76	41,77	33,47	43,03
	COT (g kg⁻¹ suelo)	6,21 ±	1,64 ±	6,47 ±	1,90 ±
		1,10	0,47	1,48	0,50
	COP (g kg⁻¹ suelo)	0,72 ±	0,31 ±	0,80 ±	0,34 ±
		0,33	0,28	0,36	0,24
	COS (g kg⁻¹ suelo)	0,05 ±	0,02 ±	0,06 ±	0,02 ±
		0,01	0,01	0,01	0,01
Análisis elemental	FL (g kg⁻¹ suelo)	0,18 ±	0,07 ±	0,40 ±	0,16 ±
		0,12	0,05	0,24	0,13
	CaCO₃ eq.	323,00 ±	365,20 ±	310,20 ±	344,90 ±
	(g kg⁻¹ suelo)	22,42	38,94	20,53	37,78
	C elemental total	45,00 ±	45,46 ±	43,67 ±	43,29 ±
	(g kg⁻¹ suelo)	8,16	3,66	3,66	2,79
	N elemental total	1,10 ±	0,54 ±	1,70 ±	0,56 ±
	(g kg⁻¹ suelo)	0,71	0,46	0,92	0,46
	H elemental total	4,50 ±	3,43 ±	4,60 ±	4,10 ±
	(g kg⁻¹ suelo)	0,73	0,40	0,62	0,45
Estabilidad de agregados (%)	S elemental total (g kg⁻¹ suelo)	1,00 ±	0,93 ±	1,20 ±	0,96 ±
		0,41	0,63	0,40	0,56
		22,83 ±	11,85 ±	24,59 ±	14,48 ±
		4,04	3,38	5,63	3,77

Tabla 3.4. Características físico-químicas de los suelos iniciales de cada invernadero (T0 y T1) en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). CE (conductividad eléctrica, en dS m⁻¹). COT: carbono orgánico total (g kg⁻¹ suelo). COP: carbono orgánico particulado (g kg⁻¹ suelo). COS: carbono orgánico soluble (g kg⁻¹ suelo), medido en solución 1:2. FL: fracción ligera (g kg⁻¹ suelo). CaCO₃ eq.: carbonato cálcico equivalente (g kg⁻¹ suelo). Los datos mostrados son valores medios de cinco muestras (n=5) obtenidas en líneas de cultivo seleccionadas al azar en cada invernadero, en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm), junto a su desviación estándar. No hubo diferencias significativas entre invernaderos en un mismo rango de profundidad (p<0,05).

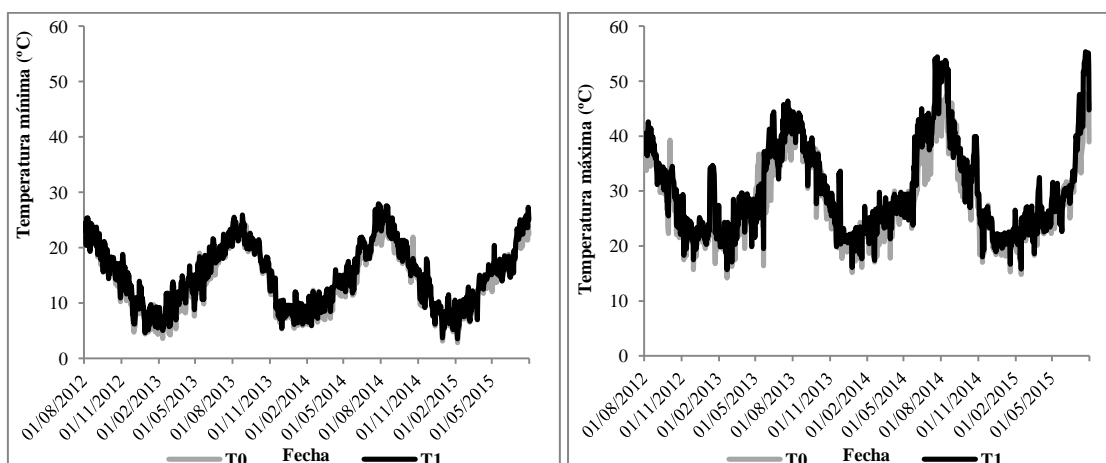
La actividad enzimática de cada suelo inicial, en cada uno de los invernaderos, se muestra en la Tabla 3.5.

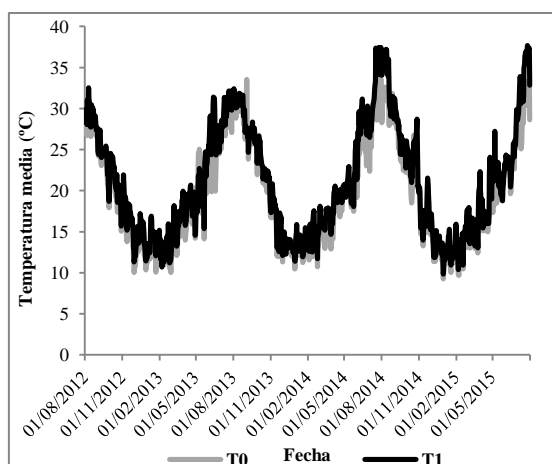
Actividad enzimática	Invernadero T0		Invernadero T1	
	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm
α-deshidrogenasa	2,46 \pm	2,12 \pm	2,84 \pm	2,13 \pm
(mg TPF kg ⁻¹ suelo día ⁻¹)	0,96	0,50	1,07	0,48
β-glucosidasa	77,34 \pm	66,88 \pm	89,32 \pm	81,89 \pm
(μ mol PNG kg ⁻¹ suelo hora ⁻¹)	14,60	30,37	18,28	35,89

Tabla 3.5. Actividad enzimática (α -deshidrogenasa y β -glucosidasa) de los suelos iniciales de cada invernadero (T0 y T1) en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). Los datos mostrados son valores medios de cinco muestras (n=5) obtenidas en líneas de cultivo seleccionadas al azar en cada invernadero, en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm), junto a su desviación estándar. No hubo diferencias significativas entre invernaderos en un mismo rango de profundidad ($p < 0,05$).

Los datos de temperatura y humedad relativa registrados en los dos invernaderos durante las tres campañas de cultivo anteriores al inicio de los ensayos (2012-2013 hasta 2014-2015) se muestran en la Figura 3.6. La temperatura media diaria en el invernadero T0 osciló entre 9,2 °C y 33,9 °C, mientras que en el invernadero T1 osciló entre 8,75 °C y 37,7 °C. La humedad relativa media diaria en el invernadero T0 osciló entre 42,3 % y 100 %, y en el invernadero T1 osciló entre 29,8 % y 100 %. En el invernadero T0 hubo tendencia a presentar temperaturas medias diarias inferiores y humedades relativas medias diarias superiores al invernadero T1.

(A)





(B)

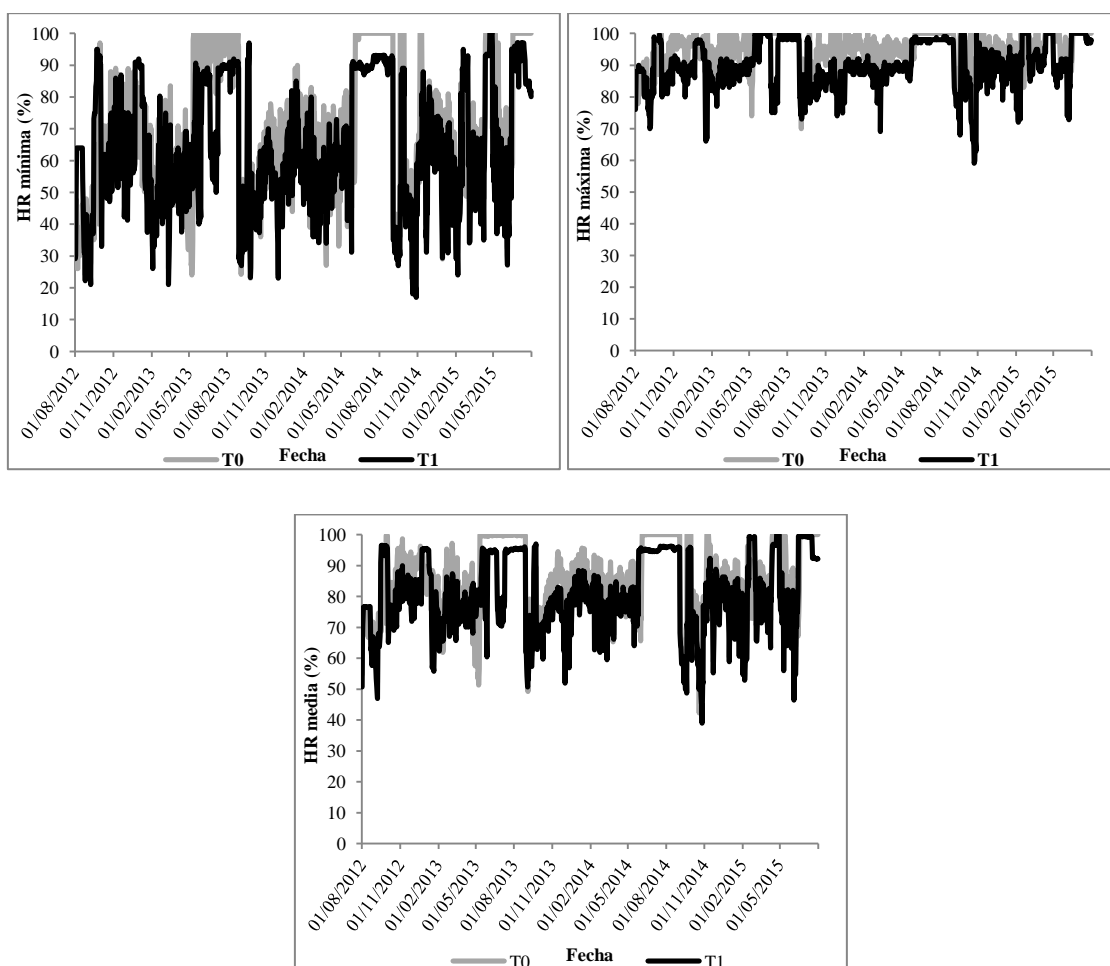


Figura 3.6. (A) Temperaturas medias, mínimas y máximas diarias, y (B) humedades relativas medias, mínimas y máximas diarias en cada uno de los dos invernaderos (T0 y T1) entre agosto de 2012 y julio de 2015. HR: Humedad Relativa (%).

3.2. Diseño experimental general

El estudio estuvo diseñado para su repetición durante tres campañas de cultivo consecutivas (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018), y consistía en el cambio de manejo en un invernadero para observar la evolución de variables asociadas a la calidad del suelo y productividad del cultivo en el tiempo, manteniendo otro idéntico como control para comprobar que (i) los cambios ocurridos se debían al cambio de manejo y no a otra causa y (ii) la magnitud de dicho cambio en el tiempo.

3.2.1. Paquete de manejo convencional (Control, C)

En el invernadero T0, se aplicó un paquete de manejo convencional o control (C), que trató de reproducir prácticas y manejo habituales por los agricultores de la zona. El suelo de este invernadero fue el enarenado tradicional de la zona, descrito anteriormente (Figura 3.3), cuyo perfil no se modificó en ningún momento a lo largo de las tres campañas, ni recibió laboreos, ni aportes orgánicos, ni otra práctica agronómica distinta del aporte de fertilizantes solubles a través del riego (Figura 3.7).



Figura 3.7. Invernadero T0, con manejo control (C). Imagen propia.

En este paquete de manejo, las dosis de riego fueron calculadas con el programa PrHo (© Fundación Cajamar), que calcula los aportes de riego en función de las estimaciones de la evapotranspiración del cultivo, ETc (Fernández et al., 2007). Dichas dosis se ajustaron posteriormente en función de lecturas tensiométricas, volúmenes de lixiviado de los lisímetros, y conductividad eléctrica de la solución del suelo obtenida con sondas de succión; las concentraciones de los distintos nutrientes en las soluciones de riego se

establecieron siguiendo las pautas marcadas por la comisión técnica asesora de la estación experimental, de manera similar al manejo de invernaderos comerciales de la zona. El agua total aportada en las tres campañas de estudio, conjuntamente, fue 1250,12 L m⁻². El nitrógeno total aportado mediante fertilizantes inorgánicos en las tres campañas de estudio en conjunto fue 196,09 g m⁻². Los fertilizantes utilizados fueron nitrato cálcico, ácido nítrico, nitrato potásico, sulfato potásico, sulfato magnésico, fosfato monopotásico, fosfato monoamónico y Karentol fluido¹ (Kenogard) (Tabla 3.6). Las fórmulas del abonado y las fechas de aplicación se muestran en el Anexo I.

Fertilizante inorgánico	Aportado (kg ha ⁻¹)
Ca(NO ₃) ₂	7690
HNO ₃	2202
KNO ₃	3613
K ₂ SO ₄	2043
MgSO ₄	540
KH ₂ PO ₄	2325
NH ₄ H ₂ PO ₄	273
Karentol fluido	186

Tabla 3.6. Cantidad de fertilizante inorgánico aportado (kg ha⁻¹) en las tres campañas de cultivo en el paquete de manejo C.

3.2.2. Paquete de Manejo Modificado (MM)

En el invernadero T1, se aplicó un paquete de manejo modificado (MM) basado en el laboreo con la incorporación de restos de cosecha y fertilizantes orgánicos, y mínimo uso de fertilizantes inorgánicos. Al inicio de cada campaña de cultivo, el suelo fue labrado a una profundidad aproximada de 40 cm, mediante dos pases cruzados con un arado tipo chísol de 5 brazos rígidos de acero, situados en dos filas equipadas con muelles, accionado por un tractor (Siena K5.60, Pasquali, BCS Ibérica SAU, Terrasa, España). Posteriormente, se añadieron las enmiendas orgánicas (Tabla 3.7): restos de cosecha en verde de cultivo de pimiento de la campaña previa triturados en el pasillo central con un trituradora TLK-120 (Agric. Bemvig, Les Masies de Voltregá, España), y fertilizantes orgánicos, en forma de compost (25%) y estiércol de oveja (Horticampo) (75%). En total para las tres campañas se aportaron, en fresco, 6 kg m⁻² de restos de cosecha, 2 kg m⁻² de compost y 6 kg m⁻² de estiércol. Las enmiendas orgánicas se

¹ Mezcla líquida de micronutrientes con Boro (B) 0,52% p/v; Cobre (Cu) quelatado EDTA 0,39% p/v; Hierro (Fe) quelatado EDTA 5,2% p/v; Manganeseo (Mn) quelatado EDTA 2,48% p/v; Molibdeno (Mo) soluble en agua 0,13% p/v; Zinc (Zn) quelatado EDTA 0,65% p/v. Contiene vitamina B 6 ppm.

mezclaron en los primeros 15 cm con un motocultor Pasquali ZR 10.0 (BCS Ibérica SAU, Terrasa, España), se niveló la superficie del suelo y el resultado fue un suelo sin acolchado inorgánico (Figura 3.8).



Figura 3.8. Invernadero T1, con manejo modificado (MM), tras la preparación del suelo. Imagen propia.

	Compost	Estiércol	Restos de cosecha
Peso seco (kg m⁻²)	1,24	4,00	1,32
DA (g cm⁻³)	0,48 ± 0,02	0,40 ± 0,01	0,56 ± 0,01
CE (dS m⁻¹)	28,10 ± 2,30	12,87 ± 1,12	18,40 ± 1,10
pH	7,71 ± 0,01	9,51 ± 0,01	9,52 ± 0,01
COT (g kg⁻¹)	210,41 ± 15,20	241,66 ± 14,15	307,24 ± 19,00
COP (g kg⁻¹)	146,77 ± 9,15	178,80 ± 18,35	n.a.
COS (g kg⁻¹)	5,89 ± 1,88	6,64 ± 3,00	n.a.
FL (g kg⁻¹)	19,50 ± 1,83	32,00 ± 4,08	n.a.
C elemental (g kg⁻¹)	211,00 ± 2,65	242,10 ± 2,14	339,70 ± 2,10
N elemental (g kg⁻¹)	18,00 ± 0,40	20,00 ± 0,18	13,90 ± 0,20
H elemental (g kg⁻¹)	28,70 ± 0,52	29,98 ± 0,40	48,30 ± 0,30
S elemental (g kg⁻¹)	10,90 ± 0,49	3,61 ± 0,12	6,10 ± 0,50
P extraíble (g kg⁻¹)	7,40 ± 0,60	13,00 ± 1,03	2,30 ± 0,60
K extraíble (g kg⁻¹)	22,00 ± 1,80	40,00 ± 3,48	22,80 ± 2,50
Ca extraíble (g kg⁻¹)	54,00 ± 3,32	45,00 ± 3,91	21,00 ± 0,80
Mg extraíble (g kg⁻¹)	13,00 ± 0,06	10,00 ± 0,09	15,00 ± 0,10
Hierro (g kg⁻¹)	4,30 ± 0,35	0,75 ± 0,07	0,02 ± 0,01
Cobre (g kg⁻¹)	0,17 ± 0,01	0,04 ± 0,00	0,02 ± 0,01
Manganeso (g kg⁻¹)	0,29 ± 0,02	0,33 ± 0,02	0,01 ± 0,00
Zinc (g kg⁻¹)	0,08 ± 0,01	0,15 ± 0,01	0,02 ± 0,01
Cloruros (g kg⁻¹)	35,40 ± 2,40	16,20 ± 1,50	7,80 ± 0,75

Tabla 3.7. Caracterización de los restos de cosecha y fertilizantes orgánicos (compost y estiércol) aportados en el suelo con paquete de manejo modificado (MM). CE:

conductividad eléctrica (en dS m^{-1}). DA: densidad aparente (g cm^{-3} suelo). COT: carbono orgánico total (g kg^{-1}). COP: carbono orgánico particulado (g kg^{-1}). COS: carbono orgánico soluble (g kg^{-1}). FL: fracción ligera (g kg^{-1}). n.a.: no analizado. Los valores de restos de cosecha proceden de la media de cada una de las tres campañas ($n=3$).

Al inicio de la primera campaña (2015-2016), y solo en esta, se añadieron 2 kg m^{-2} de arena (Tabla 3.8), antes del laboreo en profundidad (Figura 3.9).

Tamaño partículas	Porcentaje (%)
Gravas ($D \geq 2 \text{ mm}$)	6 %
Arena muy gruesa ($2 > D \geq 1 \text{ mm}$)	3 %
Arena gruesa ($1 > D \geq 0,5 \text{ mm}$)	36 %
Arena media ($0,5 > D \geq 0,25 \text{ mm}$)	44 %
Arena fina ($0,25 > D \geq 0,1 \text{ mm}$)	9 %
Arena muy fina ($0,1 > D \geq 0,05 \text{ mm}$)	2 %
Limo + arcilla ($0,05 > D$)	0 %

Tabla 3.8. Porcentaje de tamaño de partícula (%) de la arena aportada en el paquete de manejo MM. D: diámetro de partícula. Clasificación de tamaño de las partículas según USDA.



Figura 3.9. Laboreo en el invernadero T1. Imagen propia.

Al igual que en el paquete de manejo control, las dosis de riego fueron calculadas con el programa PrHo (©Fundación Cajamar), y se ajustaron en función de lecturas tensiométricas, volúmenes de lixiviado de los lisímetros, y conductividad eléctrica de la solución del suelo obtenida con sondas de succión. La tercera línea central portagoteros

se abrió a inicios de octubre en la segunda y tercera campaña de estudio. El agua total añadida las tres campañas de estudio en conjunto fue 1160,71 L m⁻².

En cuanto a la fertilización inorgánica en el paquete de manejo MM, el aporte de nitrógeno fue en forma de nitrato cálcico (Ca(NO₃)₂) en las tres campañas de estudio; también se aportó ácido nítrico y Karentol fluido (Kenogard) (Tabla 3.9). El nitrógeno total aportado mediante fertilizantes inorgánicos las tres campañas de estudio, en conjunto, fue 56,63 g m⁻², mientras que el nitrógeno total aportado estimado mediante fertilizantes orgánicos fue 120,67 g m⁻². Las fórmulas del abonado y las fechas de aplicación se muestran en el Anexo II.

Fertilizante inorgánico	Aportado (kg ha ⁻¹)
Ca(NO ₃) ₂	1473
HNO ₃	1658
Karentol fluido	36

Tabla 3.9. Cantidad de fertilizante inorgánico aportado (kg ha⁻¹) en las tres campañas de cultivo en el paquete de manejo MM.

3.2.3. Material vegetal

3.2.3.1. Variedades utilizadas

Durante las tres campañas se cultivó pimiento (*Capsicum annuum* L.). La primera campaña fue tipo Lamuyo cv. Ebro, la segunda campaña tipo California cv. Canción y la tercera campaña tipo California cv. Melchor.

3.2.3.2. Labores culturales

Se transplantaron plántulas individuales de 5 semanas a 6-8 cm de cada gotero. Las fechas de trasplante, primera cosecha y última cosecha se muestran en la Tabla 3.10.

Campaña	Trasplante	Primera cosecha	Última cosecha
2015-2016	18/09/2015	17/12/2015	29/04/2016
2016-2017	28/07/2016	21/10/2016	08/03/2017
2017-2018	03/08/2017	08/11/2017	23/03/2018

Tabla 3.10. Fechas de trasplante, primera cosecha y última cosecha en cada una de las campañas.

La densidad de plantación en todos los casos fue 2,4 plantas m⁻². 20 plantas estuvieron situadas en cada lisímetro de cada invernadero. Las líneas fueron pareadas (con marco

0,4 m x 0,5 m en líneas pareadas y 0,4 m x 1,5 m en pasillo), se utilizó un sistema entutorado enfajado y el control de plagas se realizó mediante control biológico. El control del oidio (*Leveillula taurica*) se realizó mediante control químico. También se usó azufre sublimado en prevención. Todas las labores culturales fueron comunes e idénticas en ambos invernaderos.

3.3. Toma de muestras

3.3.1. Suelo

Las muestras de suelo se recogieron mensualmente desde el inicio de la campaña de cinco líneas aleatorias y diferentes de cada invernadero. En cada línea aleatoria, se seleccionaron al azar tres goteros en cada uno de los cuales se tomó una submuestra de suelo con una barrena manual de 4,5 cm de diámetro interno, a dos profundidades (0-15 y 15-30 cm), en la zona de influencia del gotero y evitando el margen salino del bulbo húmedo, un día después del riego. Dichas submuestras se mezclaron para obtener una muestra compuesta por línea. Para el muestreo del paquete de manejo C, el acolchado superior de arena se retiró. En total hubo 10 muestras por invernadero cada mes de cada una de las campañas. Una alícuota de cada muestra se tamizó a 2 mm y se almacenó a 4°C para el análisis enzimático (de acuerdo con Karasawa et al. (2015) y Oszust et al. (2015)) con la mayor premura posible. El resto de muestra se dejó secar a temperatura ambiente durante 24 horas antes de su tamizado (a 2 mm) y conservación (a 4°C).

La respiración del suelo (R_s) se determinó en ambos invernaderos con un analizador portátil EGM-4 (PP Systems, Amesbury MA, USA) unido a una cámara de respiración del suelo SRC-1, durante las tres campañas. En cada invernadero, al inicio de cada campaña, se colocaron nueve cilindros de policloruro de vinilo (PVC) de 11 cm de diámetro y 7 cm de altura, a 10 cm del gotero hacia el interior de la línea pareada, y además, cinco cilindros en mitad del pasillo en la segunda de las campañas de estudio. Las lecturas se realizaron cada dos semanas durante el ciclo de cultivo (en ppm); cada lectura, en cada cilindro, se realizó cada 4 segundos, durante 124 segundos, una vez calibrado el sistema para la concentración de CO_2 atmosférica. Posteriormente, las medidas obtenidas de cada cilindro se ajustaron por regresión lineal y se obtuvieron las estimaciones de flujo en $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. A la vez que se tomaron las medidas de respiración, se midió la humedad volumétrica (θ_v , $\text{dm}^3 \text{ m}^{-3}$) y la temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

asociadas a cada medida de flujo respiratorio con WET-2 Sensor (Delta-T Devices). Se tomaron 3 medidas de cada una de ellas, en tres puntos alrededor del cilindro.

La conductividad hidráulica saturada de campo (K_{fs} , en cm min^{-1}) en el suelo de cada uno de los invernaderos se determinó mediante el permeámetro de Guelph en tres líneas de cultivo seleccionadas aleatoriamente. La solución del suelo "in situ" en ambos invernaderos se fue controlando mensualmente mediante extracción con sondas de succión modelo 1900L12 (Soil Moisture Co., Santa Bárbara, CA, USA); se colocaron cuatro sondas a una profundidad de 15 cm y a 5 cm del gotero, y se aplicó -80 kPa en cada una de ellas cuatro horas después del riego. Las muestras fueron recogidas al día siguiente, llevadas a laboratorio y conservadas a 4° C. El potencial matricial del suelo fue medido con tensiómetros en el bulbo húmedo (ISR-300, Irrrometer, Co. Riverside, CA, USA). La permitividad dieléctrica del suelo (ϵ_a) y la temperatura del suelo (T_s , en °C) se midieron, cada 30 minutos, con sensores dieléctricos GS3, GS1 y termopares RT-1 (Decagon Devices Inc., Washington, USA), y los datos se fueron recopilando con un datalogger EM50 de 5 puertos (Decagon Devices Inc., Washington, USA). Los sensores se distribuyeron en dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm), y en dos rangos de distancia al gotero (0-15 cm y 15-30). Para el invernadero T0, las profundidades están referidas al suelo sin incluir el espesor de la capa de arena (10 cm).

Para cada rango de profundidad y distancia al gotero se determinó el contenido volumétrico de agua en el suelo (θ_v , en $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) a partir de los valores de ϵ_a aportados por los sensores, utilizando la calibración predeterminada suministrada por el fabricante. Los contenidos volumétricos de agua en el suelo determinados se calibraron con los contenidos volumétricos de agua en el suelo medidos en laboratorio, tras obtener suelo del entorno de cada sensor en el momento de su retirada, con cilindros de volumen conocido ($V_{cil} = 98,17 \text{ g cm}^{-3}$). Para obtener la curva de calibración, se tuvieron en cuenta los contenidos volumétricos de agua en el suelo pertenecientes a la última medida aportada por cada sensor. La curva de calibración obtenida fue: $y = 0,7326x + 0,0835$ ($R^2 = 0.68$).

3.3.2. Raíces, hongos, bacterias y extracción ADN

El muestreo de las raíces, hongos, bacterias y extracción de ADN se realizó con una barrena manual de suelo de 4,5 cm de diámetro interno. Se establecieron, por triplicado, en cada invernadero, dos posiciones de muestreo en relación con una planta y un emisor

representativos, siendo (i) a 10 cm del emisor perpendicular a la línea de goteo hacia el pasillo de trabajo y (ii) a 30 cm del emisor, en la misma dirección. En el tratamiento C, la capa de suelo aportado se muestreó en incrementos de 10 cm hasta 30 cm de profundidad. Adicionalmente, se tomó una muestra de la capa de arena. En el tratamiento MM, el suelo se muestreó en incrementos de 10 cm hasta 30 cm de profundidad. Una vez tomadas las muestras, se almacenaron en bolsas de polietileno selladas a 4° C hasta que fueron requeridas. Una alícuota de la muestra se almacenó en contenedores de polietileno a -80°C para la extracción de ADN y el análisis de biología molecular.

3.3.3. Riegos y drenajes

Se realizaron lecturas de caudalímetros todos los días hábiles y antes de comenzar el riego. Dos veces en semana se contabilizó el volumen total drenado en cada uno de los dos lisímetros de cada invernadero, y se recogieron alícuotas de dichos drenajes. En total, cada día de muestreo de drenajes hubo 4 muestras (dos por invernadero). Las muestras fueron llevadas a laboratorio y conservadas a 4° C para sus análisis correspondientes.

3.3.4. Material vegetal

3.3.4.1. Savia

El control del estado nutricional del cultivo se determinó a partir de análisis de savia. Cada siete semanas en cada campaña de cultivo, se seleccionaron seis plantas al azar de las líneas centrales del cultivo de cada invernadero. De cada una de las seis plantas, se tomó una muestra a primera hora de la mañana a dos niveles: dos hojas jóvenes completamente expandidas y dos hojas adultas plenamente activas. Se procedió a la separación del peciolo y del limbo. Posteriormente, se llevó a cabo el prensado de los peciolos de cada planta, y se obtuvo la savia para su análisis.

3.3.4.2. Producción

La producción se cuantificó seleccionando 4 líneas de la zona central de cada invernadero y, en cada una de ellas, se seleccionaron 8 plantas consecutivas de la parte central de la línea. En total hubo, al menos, nueve recolecciones en cada invernadero,

siendo las mismas en cada uno de ellos en cada campaña. La primera recolección se realizó en verde, y el resto en rojo.

3.3.5. Ambiente interior del invernadero

La temperatura del aire y humedad relativa en el interior de los invernaderos se controló con psicrómetros aspirados ventilados (PRIVA Nutricontrol, Veghel, The Netherlands). Se colocó uno en cada invernadero, en la parte central de la zona sur, e inmediatamente por encima del cultivo. Las medidas se obtuvieron cada 5 minutos.

3.4. Métodos analíticos

3.4.1. Suelo

La textura se determinó mediante el método de la pipeta de Robinson, basado en la Ley de Stokes (Marañés et al., 1998); posteriormente, se realizó el tamizado en seco de las arenas, mediante cascada de tamices de luz de malla 5000, 4000, 3000, 2000, 1000, 500, 250, 100 y 75 μm . La densidad aparente (DA , g cm^{-3} suelo) fue determinada mediante el método de Bourger, basado en la masa de suelo seco recogido mediante un cilindro indeformable de volumen conocido (g cm^{-3}) (Marañés et al., 1998). Las curvas características de humedad se realizaron mediante el método de las membranas de Richards (1945) sobre muestra tamizada a 2 mm, determinándose 8 puntos para realizar el ajuste de datos con la función de van Genuchten (1980): 10, 33, 50, 80, 200, 400, 800 y 1500 kPa; para ello se usó el equipo de Soil Moisture Equipment Corporation. La humedad de saturación (θ_s) se obtuvo como $1 - (DA/DP)$, donde DP es la densidad de partículas del suelo ($2,65 \text{ g m}^{-3}$), y fue considerada equivalente a la porosidad total. Se determinaron varios puntos de interés en la curva: capacidad de campo (θ_{CC} , a un potencial de 33 kPa), punto de marchitez permanente (θ_{PMP} , a un potencial de 1500 kPa), capacidad de retención de agua disponible (CRAD), obtenida por diferencia entre θ_{CC} y θ_{PMP} , y capacidad de aireación (CA , $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$), obtenida por diferencia entre θ_s y θ_{CC} . Las curvas características fueron utilizadas para estimar la distribución en volumen de tamaño de poro, de acuerdo con la clasificación de Pagliai y Vignozzi (2002), que caracteriza "poros enlazantes" ($<0,005 \mu\text{m}$), con importancia para retener y mantener agregadas las partículas primarias del suelo, "poros residuales" ($0,005\text{-}0,5 \mu\text{m}$), con importancia para las interacciones químicas a nivel molecular, "poros de almacenamiento" ($0,5\text{-}50 \mu\text{m}$) de agua, necesarias para las plantas y microorganismos,

"poros de transmisión" (50-500 μm) de agua, importantes para las plantas y el crecimiento de sus raíces, y "fisuras" ($>500 \mu\text{m}$), que tienen efectos útiles en la penetración de las raíces y el movimiento del agua. La estabilidad de los agregados se determinó mediante Wet Sieving Apparatus (Eijkelkamp Soil & Water Equipment Art no. 08.13, Giesbeek, Países Bajos).

Las medidas de conductividad eléctrica (CE) se realizaron sobre el extracto obtenido tras la filtración de la suspensión acuosa 1:5 (v:v), según lo indicado en la Norma UNE 77308:2001, con un conductímetro Crison 522. Los resultados, obtenidos a temperatura ambiente, fueron corregidos para expresar los valores en dS m^{-1} a 25°C . Las medidas de pH del suelo se determinaron, tras la filtración de la suspensión acuosa 1:5 (v:v), según lo indicado en la Norma UNE-ISO 10390:2012, con un pH-metro Crison 501. El carbono orgánico total (COT, en g kg^{-1} suelo) se determinó en suelo finamente molido mediante oxidación con dicromato potásico y ácido sulfúrico y posterior medida de absorbancia a 590 nm (Mingorance et al., 2007). El carbono orgánico particulado (COP, en g kg^{-1} suelo) se fraccionó tras la destrucción de agregados con hexametáfosfato sódico al 10% ($(\text{NaPO}_3)_6$), posterior tamizado a 0,053 mm, obteniendo muestra superior a dicha luz de malla, y secado durante 72 horas a $50\text{-}60^\circ\text{C}$, de acuerdo con Cambardella y Elliot (1992). El carbono orgánico soluble (COS, g kg^{-1} suelo) se fraccionó tras filtración de la solución suelo:agua 1:2 y posterior secado a $50\text{-}60^\circ\text{C}$ durante 72 horas (Scaglia y Adani, 2009). De acuerdo con Gregorich y Ellert (1993), se obtuvo la fracción ligera (FL, en g kg^{-1} suelo) tras la separación por densidad con yoduro potásico (densidad $1,7 \text{ g cm}^{-3}$), posteriores lavados con coluro cálcico (CaCl_2) y agua destilada, y secado durante 24 horas a $50^\circ\text{-}60^\circ\text{C}$. Finalmente, tanto COP, COS y FL, se determinaron mediante oxidación con dicromato potásico y ácido sulfúrico y posterior medida de absorbancia a 590 nm (Mingorance et al., 2007). El carbonato cálcico equivalente ($\text{CaCO}_3 \text{ eq.}$) se determinó sobre suelo finamente molido mediante el uso de calcímetro de dos columnas (mercurio y disolución saturado de CO_2), según el método de Barahona e Iriarte (1984). El análisis iónico de la solución del suelo se determinó en una solución suelo:agua 1:5 mediante cromatografía iónica (ICS-1000 Dionex, Thermo Scientific, Massachusetts, USA). Se determinaron los siguientes iones (en ppm): cloruros (Cl^-), nitratos (NO_3^-), fosfatos (H_2PO_4^-) y sulfatos (SO_4^{2-}). El análisis elemental del suelo (g kg^{-1} suelo) consistió en la determinación de carbono, hidrógeno y azufre (Elementar Vario Micro CNHS, Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Germany),

sobre muestra sólida de suelo, así como de nitrógeno (Elementar Rapid N, Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Germany).

Se llevó a cabo el análisis de la actividad enzimática como indicador de la actividad microbiana del suelo. Se analizó la actividad de dos enzimas: α -deshidrogenasa (DH, en mg TPF kg⁻¹ suelo día⁻¹) y β -glucosidasa (GL, en μ mol PNG kg⁻¹ suelo hora⁻¹). Para la actividad DH se determinó, mediante espectrofotometría (485 nm), la concentración de trifenilformazan (TPF) resultante de la reducción del cloruro de 2-3-5-trifeniltetrazolio (TTC) (Neogi et al., 2014). Para el análisis de la actividad GL se determinó, mediante colorimetría (410 nm), el p-nitrofenol liberado por la glucosidasa cuando el suelo fue incubado con solución tamponada de p-nitrofenil- β -D-glucósido (PNG) (Eivazi y Tabatabai, 1988).

La respiración basal (Rb, C-CO₂, en mg kg⁻¹ o ppm) se determinó mediante el sistema de gel Solvita CO₂-Burst Test (Solvita & Woods End Laboratories). El protocolo utilizado fue el recomendado por el fabricante, que establece una humectación e incubación de la muestra.

3.4.2. Raíces, hongos, bacterias y extracción ADN

Las raíces de cada muestra se lavaron suavemente para eliminar cualquier partícula del suelo, y se tiñeron con una solución de rojo neutro para obtener más contraste en su posterior escaneo. Las raíces se escanearon a 400 dpi en escala de grises (Epson Perfection V800, Seiko Epson Corporation, Nagano, Japón). Se utilizó el software WinRhizo Reg 2016 (Regents Instruments Inc., Quebec, Canadá) para determinar la longitud total de la raíz y el diámetro promedio de la raíz (Padilla et al., 2017).

La extracción de ADN se realizó por duplicado de 0,5 g por muestra individual de suelo mediante PowerSoil™ DNA Extraction Kit (MoBio Laboratories Inc., Carlsbad, CA, USA), según las instrucciones del fabricante. La concentración y pureza del ADN se estimaron con el espectrofotómetro Nanodrop 2000™ (Thermo Fisher, Wilmington, Delaware, USA). La cuantificación de abundancia de bacterias y hongos fue realizada por reacción en cadena de la polimerasa cuantitativa en tiempo real (qPCR), usando un sistema en tiempo real PCR 7900HT (Applied Biosystems, Foster City, California, USA). Las reacciones de PCR se realizaron por triplicado con un volumen total de 20 μ L que contenían 5 μ L \times supermezcla iTaq™ Universal SYBR® Green (BioRad, Los

Angeles, California, USA), 2 μL de cada cebador (10 μM) y 10 ng de ADN patrón. Las condiciones de la PCR fueron, inicialmente, una desnaturalización a 95°C durante 10 min, seguido de 40 ciclos de 95°C durante 15 segundos y 60°C durante 1 min. Para realizar el análisis cuantitativo de la PCR, se utilizaron cebadores específicos de regiones conservadas del gen del ARNr de la bacteria 16S (Steven et al. 2014) y de los hongos ITS1- 5.8S (Delgado-Baquerizo et al. 2016). Los resultados se expresaron como número de copias de los genes del ARNr de la bacteria 16S o ITS por gramo de suelo.

3.4.3. Riego y drenaje

A las muestras de riego y drenajes se analizó su conductividad eléctrica mediante el conductivímetro Crison 522, y su concentración de nitratos (mg L^{-1}) mediante electrodos selectivos LAQUAtwin (Horiba Instruments Incorporated. California USA).

3.4.4. Análisis vegetal

3.4.4.1. Savia

El análisis de savia, obtenida tras el prensado de los peciolo, consistió en la medida de concentración de nitratos y potasio (ppm) mediante electrodos selectivos LAQUAtwin (Horiba Instruments Incorporated. California USA) (Hochmuth, 2015; Stevens et al., 2016; Magán et al., 2018).

3.4.4.2. Producción

Para cada recolección se determinó el peso fresco de la fruta por planta. La producción fresca se separó en comercial, con dos categorías, y no comercial o destrío, según los criterios comerciales utilizados localmente.

3.5. Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software SPSS 25.0 y el software EXCEL. Debido a la falta de normalidad, los datos fueron comparados, como muestras independientes, por medio de métodos no paramétricos. Para dos grupos se utilizó la prueba U de Mann-Whitney. Para más de dos grupos, se utilizó el método ANOVA de 1 vía de Kruskal-Wallis y el post hoc de Dunn-Bonferroni. Para analizar las interacciones de dos vías, se utilizó una prueba de rango alineado para un análisis no paramétrico

(Oliver et al. 2009). Se utilizaron los coeficientes de correlación de Pearson (r) para evaluar las relaciones entre los indicadores del suelo.

CAPÍTULO 4.

RESULTADOS

4.1. Efecto de la aplicación de los paquetes de manejo sobre los indicadores de calidad del suelo

4.1.1. Indicadores físicos de calidad del suelo

4.1.1.1. Efecto inmediato del laboreo y aplicación de enmiendas orgánicas

La textura del suelo del paquete de manejo MM, inmediatamente después de la primera modificación del perfil del suelo (2015-2016), cambió a franco arenosa en los primeros 15 cm de profundidad, y a franco arcillosa desde 15 a 30 cm de profundidad. Los porcentajes de tamaños de partículas en las dos profundidades, inmediatamente después de dicha modificación, en comparación con su estado anterior, se muestran en la Figura 4.1.

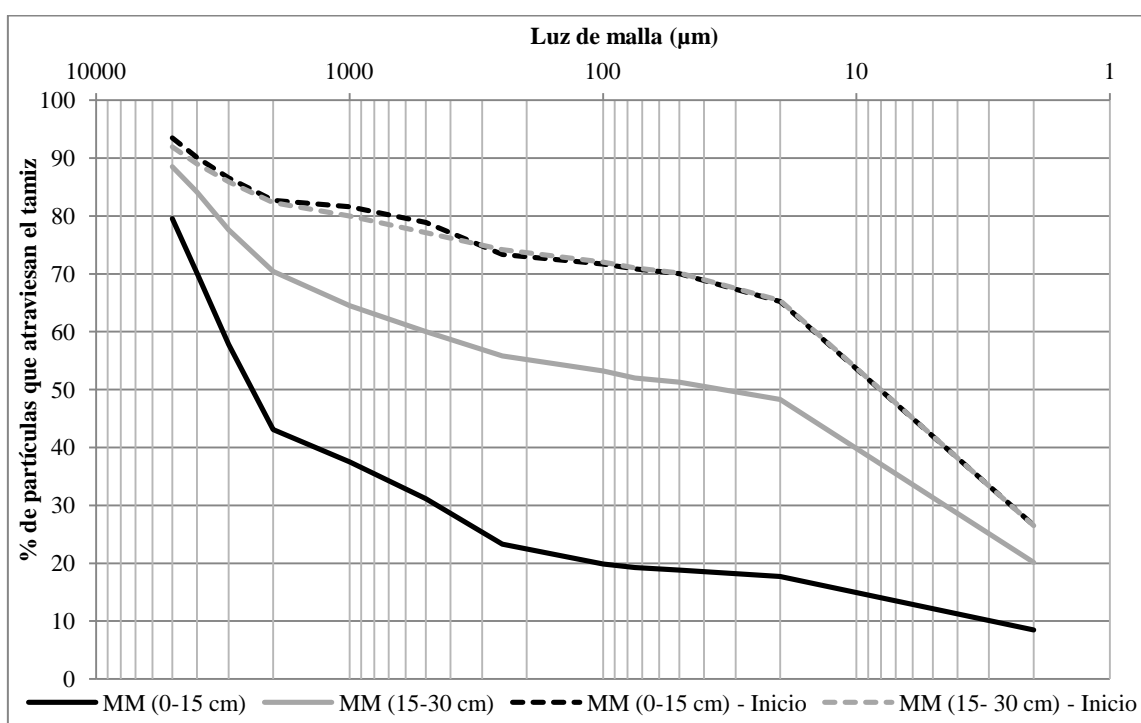


Figura 4.1. Porcentaje de partículas que atraviesan la luz de malla (5000, 4000, 3000, 2000, 1000, 500, 250, 100, 75, 50, 20 y 2 μm) del suelo inicial e inmediatamente después de la primera modificación del perfil del suelo, en el paquete de manejo MM. MM: Manejo Modificado. Profundidades: 0-15 cm y 15-30 cm.

El porcentaje de partículas inferiores a 2000 μm varió desde el 83% (anterior a la modificación del perfil del suelo) al 43% en la zona superficial (inmediatamente

después de la modificación del perfil del suelo), mientras que en la zona subsuperficial disminuyó desde el 82% al 70%.

La densidad aparente (DA, g cm^{-3} suelo) del suelo en el paquete de manejo MM disminuyó su valor medio, tras su determinación inmediatamente después de las labores de cultivo y el aporte de enmiendas orgánicas en cada unas de la tres campañas (en cada campaña $n=5$), en comparación con su estado inicial, desde $1,64 \pm 0,10$ hasta $1,39 \pm 0,05$ g cm^{-3} suelo en horizonte superficial (0-15 cm), y desde $1,52 \pm 0,04$ hasta $1,43 \pm 0,03$ g cm^{-3} suelo en horizonte subsuperficial (15-30 cm).

El análisis de las curvas características de humedad determinado una vez por campaña inmediatamente después de realizar las labores de cultivo y el aporte de enmiendas orgánicas se muestra en la Figura 4.2. El efecto inmediato del laboreo se detectó principalmente en la disminución de los valores medios de las humedades de capacidad de campo (θ_{cc}), punto de marchitez permanente (θ_{PMP}) y capacidad de retención de agua disponible (CRAD), y en el aumento de humedad de saturación (θ_s) y capacidad de aireación (CA) en ambos rangos de profundidad (Tabla 4.1)

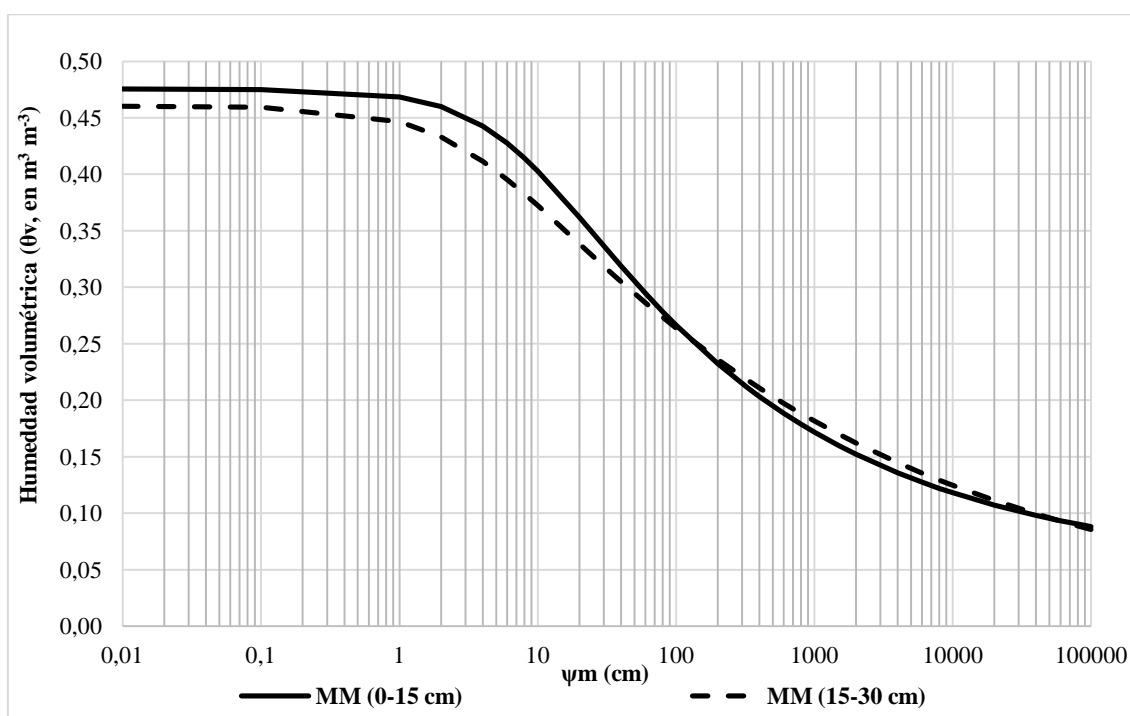


Figura 4.2. Curvas características de humedad en el suelo inmediatamente después de las labores de cultivo y el aporte de enmiendas orgánicas en el paquete de manejo modificado (MM) en ambos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). Los valores de la curva son medias tras su medida al inicio en cada unas de las tres campañas. La

desviación estándar no ha sido representada en las curvas para sintetizar información, ya que presentan valores casi despreciables. La serie se ajustó mediante la función de van Genuchten (1980).

Profundidad (cm)	θ_s	θ_{CC}	θ_{PMP}	CRAD	CA
0-15	0,48 ±	0,21 ±	0,12 ±	0,09 ±	0,27 ±
	0,02	0,01	0,01	0,00	0,01
15-30	0,46 ±	0,22 ±	0,12 ±	0,10 ±	0,24 ±
	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00

Tabla 4.1. Contenido en humedad en los puntos de saturación (θ_s), capacidad de campo (θ_{CC} , 33 kPa), punto de marchitez permanente (θ_{PMP} , 1500 kPa), capacidad de retención de agua disponible (CRAD), expresados en cm^3 agua cm^{-3} suelo, y capacidad de aireación (CA), expresada en cm^3 cm^{-3} , del paquete de manejo modificado (MM), tras la modificación en el paquete MM, en ambos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). Valores medios \pm desviación estándar ($n=5$). Los valores son medias tras su medida al inicio en cada una de las tres campañas, tras realizar las labores de cultivo y el aporte de enmiendas orgánicas.

En la Figura 4.3 se muestra la distribución del tamaño de poro, expresado en porcentaje, obtenidos a partir de las curvas características de humedad determinadas tras realizar las labores de cultivo y el aporte de enmiendas orgánicas en el paquete de manejo MM, de acuerdo con los criterios de Pagliai y Vignozzi (2002). Inmediatamente después de las labores, el porcentaje de fisuras y poros de transmisión, o macroporos ($>50 \mu\text{m}$), aumentó de 12,87% a 38,03% en 0-15 cm, y de 5,42 a 37,83% en 15-30 cm.

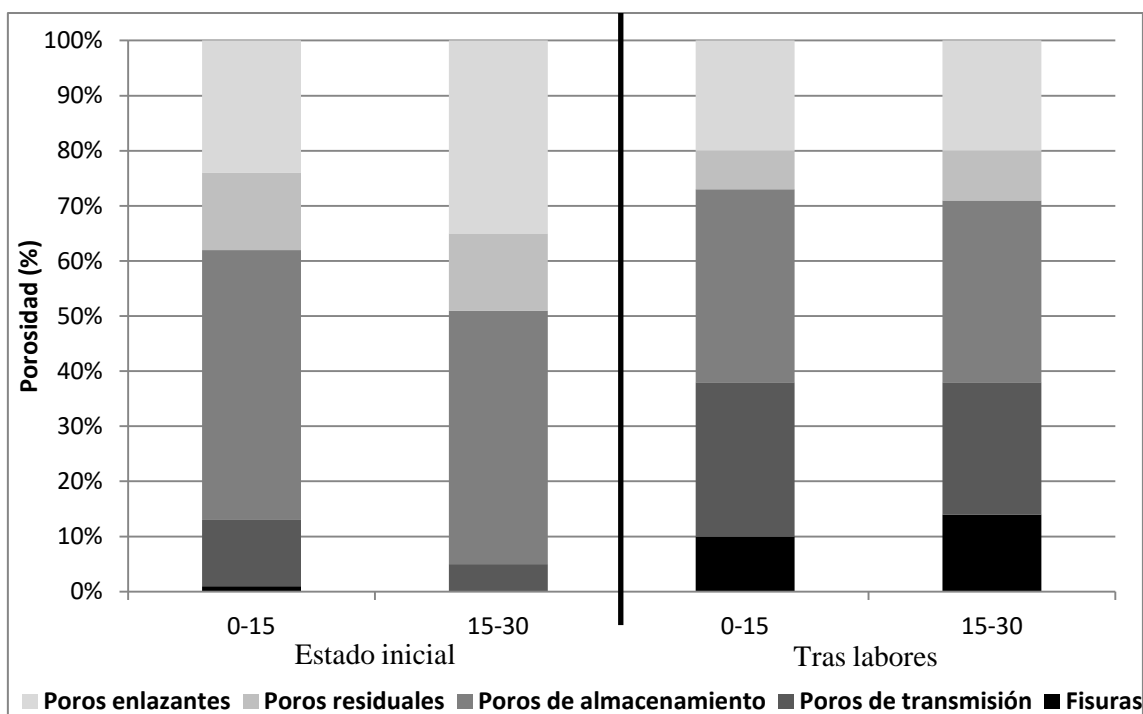


Figura 4.3. Porcentajes (%) de tipo de poro según su tamaño (μm) tras su medida al inicio de cada una de las tres campañas, tras realizar las labores de cultivo y el aporte de enmiendas orgánicas en el paquete de manejo MM. Fisuras ($>500 \mu\text{m}$), poros de transmisión ($50-500 \mu\text{m}$), poros de almacenamiento ($0,5-50 \mu\text{m}$), poros residuales ($0,005-0,5 \mu\text{m}$) y poros enlazantes ($<0,005 \mu\text{m}$). Macroporos: $>50 \mu\text{m}$; microporos: $<50 \mu\text{m}$. Criterios de Pagliai y Vignozzi (2002).

El valor medio de la conductividad hidráulica saturada de campo (K_{fs}) tras realizar las labores de cultivo y el aporte de enmiendas orgánicas fue $6,52 \times 10^{-2} \pm 1,87 \times 10^{-2} \text{ cm min}^{-1}$ (aumento de 921,94% con respecto al estado inicial).

4.1.1.2. Efecto diferencial entre paquetes de manejo

La densidad aparente (DA, g cm^{-3} suelo) del suelo inicial y final del estudio en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), en ambos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm), se muestra en la Tabla 4.2. La densidad aparente disminuyó significativamente ($p < 0,05$) en el paquete de manejo MM al final del estudio, en ambas profundidades (0-15 y 15-30 cm), en comparación con el paquete C.

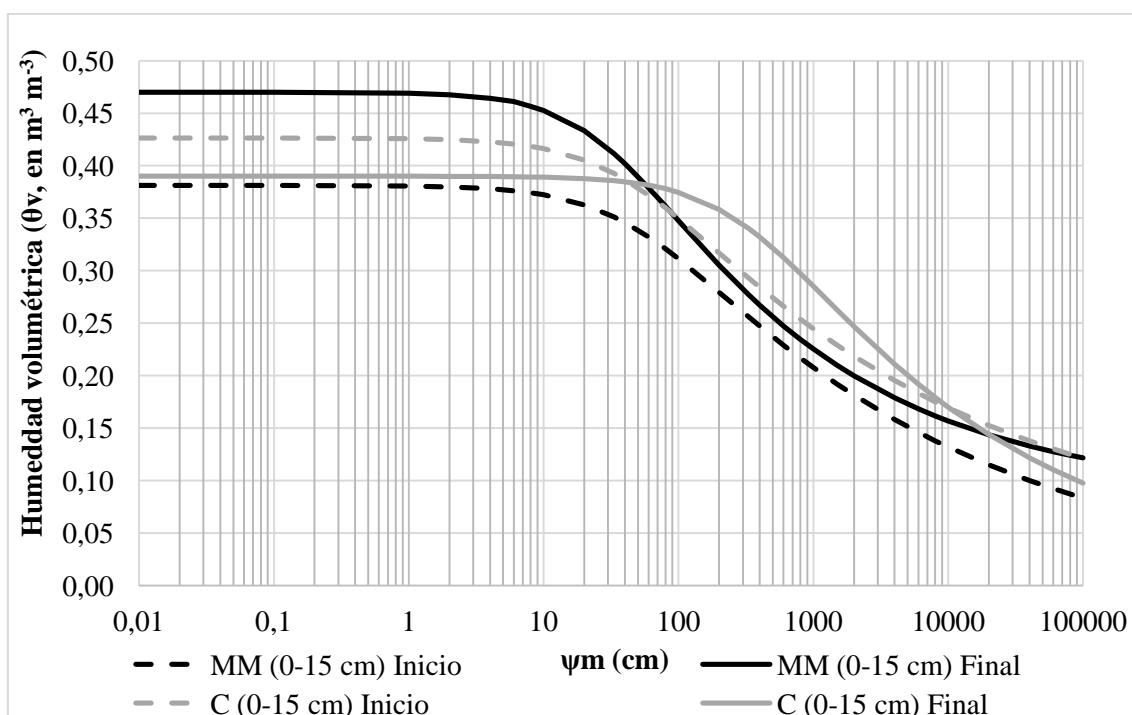
Profundidad	Tiempo	Densidad aparente (g cm^{-3} suelo)	
		Paquete de manejo MM	Paquete de manejo C
0-15 cm	Inicial	$1,64 \pm 0,10\text{a}$	$1,52 \pm 0,06\text{a}$
	Final	$1,35 \pm 0,03\text{b}$	$1,56 \pm 0,04\text{a}$
15-30 cm	Inicial	$1,52 \pm 0,04\text{a}$	$1,49 \pm 0,02\text{a}$
	Final	$1,44 \pm 0,02\text{b}$	$1,59 \pm 0,07\text{a}$

Tabla 4.2. Densidad aparente (g cm^{-3} suelo) del suelo inicial y final del estudio en ambos paquetes de manejo (MM y C), en ambas profundidades (0-15 y 15-30 cm). Valores medios \pm desviación estándar (n=5). Prueba realizada: Mann-Whitney. Letras diferentes señalan diferencias significativas ($p < 0,05$) entre paquetes de manejo en una misma profundidad y tiempo.

El análisis de las curvas características de humedad se realizó antes del inicio y al final del estudio, en cada paquete de manejo (MM y C) y en cada rango de profundidad (0-15 y 15-30 cm) (Figura 4.4). Al final del estudio, en comparación con su estado inicial, en el paquete de manejo MM aumentaron los valores medios de θ_s en ambas profundidades, así como, de forma considerable, los valores medios de CA, mientras que los valores de θ_{cc} y CRAD permanecieron con valores similares. En caso del paquete de manejo C, los valores medios de θ_s disminuyeron en ambas profundidades y, de forma considerable, los valores de CA, a la vez que aumentaron los valores medios de θ_{cc} y CRAD en comparación con su estado inicial (Tabla 4.3).

De forma comparada, al final del estudio, la humedad de saturación (θ_s) y la capacidad de aireación (CA) aumentaron significativamente ($p < 0,05$) en el paquete de manejo MM, en comparación con el paquete C, y disminuyeron significativamente ($p < 0,05$) la capacidad de campo (θ_{cc}), punto de marchitez permanente (θ_{PMP}) y capacidad de retención de agua disponible (CRAD) (Tabla 4.3).

(A)



(B)

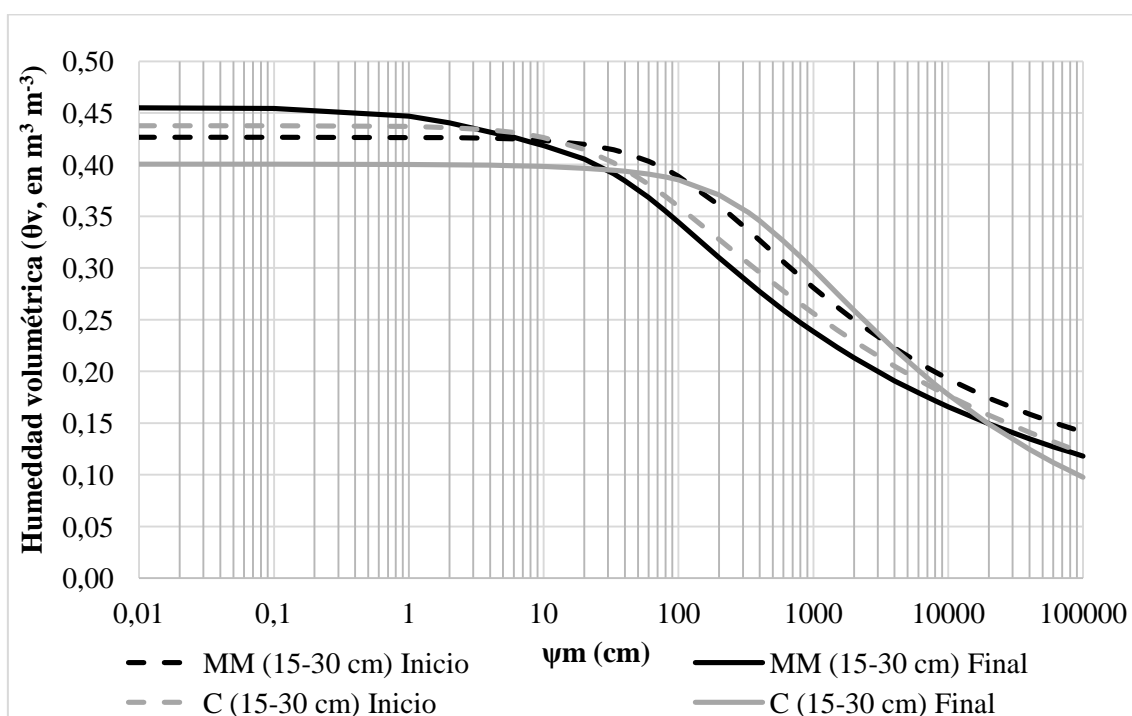


Figura 4.4. Curvas características de humedad en el suelo de los paquetes de manejo modificado (MM) y convencional (C), al inicio y al final del estudio, en el rango de profundidad 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B). La desviación estándar no ha sido representada en ninguna curva para sintetizar información, ya que presentan valores

casi despreciables. La serie de datos se ajustó mediante la función de van Genuchten (1980).

Tiempo	Paquete de manejo	θ_s	θ_{CC}	θ_{PMP}	CRAD	CA
Inicio	0-15 cm					
	MM	0,38 ± 0,03a	0,25 ± 0,03a	0,12 ± 0,03a	0,13 ± 0,01a	0,13 ± 0,01a
	C	0,43 ± 0,02a	0,30 ± 0,02a	0,17 ± 0,02a	0,13 ± 0,00a	0,13 ± 0,00a
	15-30 cm					
	MM	0,43 ± 0,01a	0,33 ± 0,02a	0,19 ± 0,01a	0,14 ± 0,01a	0,11 ± 0,02a
	C	0,44 ± 0,01a	0,30 ± 0,02a	0,17 ± 0,01a	0,13 ± 0,01a	0,14 ± 0,02a
	0-15 cm					
	MM	0,47 ± 0,02a	0,26 ± 0,00b	0,14 ± 0,01b	0,12 ± 0,01b	0,21 ± 0,02a
Final	C	0,39 ± 0,02b	0,34 ± 0,01a	0,17 ± 0,01a	0,17 ± 0,00a	0,05 ± 0,01b
	15-30 cm					
	MM	0,46 ± 0,01a	0,27 ± 0,01b	0,14 ± 0,00b	0,13 ± 0,01b	0,19 ± 0,01a
	C	0,40 ± 0,03b	0,35 ± 0,02a	0,17 ± 0,01a	0,18 ± 0,01a	0,05 ± 0,02b

Tabla 4.3. Contenido en humedad en los puntos de saturación (θ_s), capacidad de campo (θ_{CC} , 33 kPa), punto de marchitez permanente (θ_{PMP} , 1500 kPa), capacidad de retención de agua disponible (CRAD), expresados en cm^3 agua cm^{-3} suelo, y capacidad de aireación (CA), expresada en cm^3 cm^{-3} , del paquete de manejo modificado (MM) y convencional (C) al inicio y al final del estudio, en cada uno de los rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm). Valores medios \pm desviación estándar (n=5). Prueba realizada: Mann-Whitney. Letras diferentes señalan diferencias significativas ($p < 0,05$) entre paquetes de manejo en una misma profundidad y tiempo.

En la Figura 4.5 se muestran los porcentajes de cada tipo de poro, según su tamaño, en el estado inicial y final en cada paquete de manejo (MM y C), de acuerdo con los criterios de Pagliai y Vignozzi (2002). Al final del estudio, en comparación con su estado inicial, en el paquete de manejo MM el porcentaje de fisuras y poros de transmisión (o macroporos) aumentaron considerablemente en ambos rangos de profundidad, triplicando su porcentaje en caso del horizonte subsuperficial, mientras

que en el paquete de manejo C disminuyeron cinco veces su porcentaje en cada rango de profundidad.

De forma comparada, al final del estudio, las diferencias entre ambos paquetes de manejo fueron evidentes, de forma que el porcentaje de macroporos ($>50\ \mu\text{m}$) fue entre ocho y nueve veces superior en el paquete de manejo MM en cada uno de los rangos de profundidad.

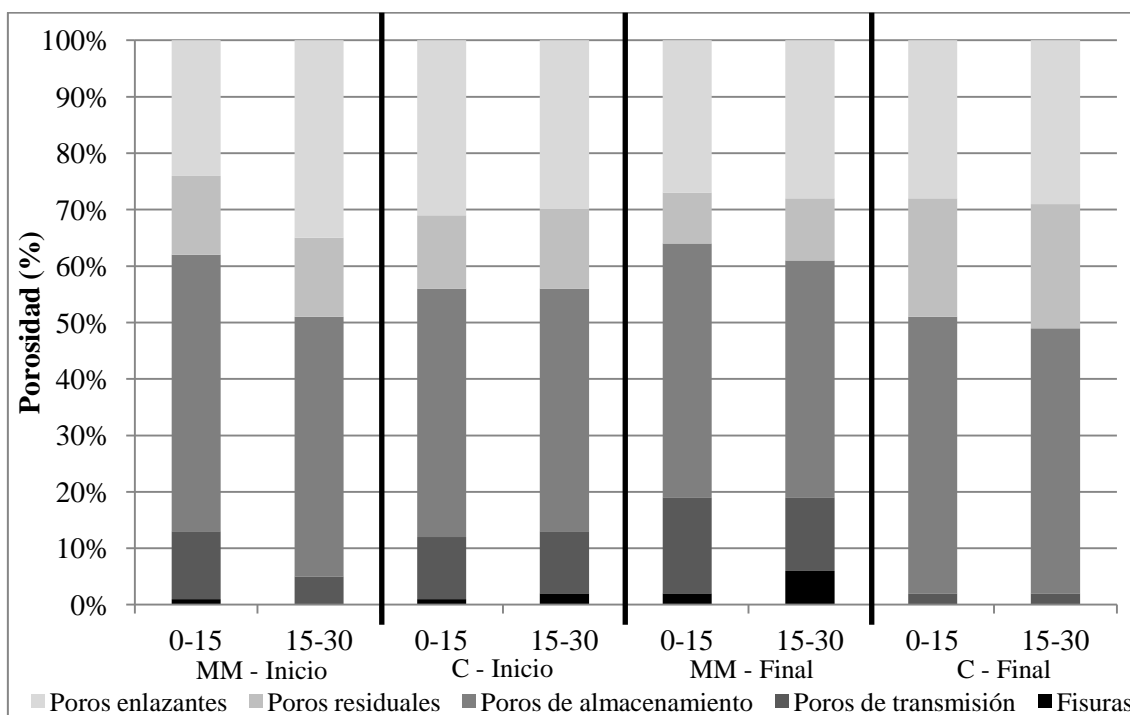


Figura 4.5. Porcentajes (%) de tipo de poro según su tamaño (μm) en los suelos iniciales y finales del estudio de cada paquete de manejo (MM y C), y tras la modificación estructural del suelo en el paquete MM: fisuras ($>500\ \mu\text{m}$), poros de transmisión ($50\text{-}500\ \mu\text{m}$), poros de almacenamiento ($0,5\text{-}50\ \mu\text{m}$), poros residuales ($0,005\text{-}0,5\ \mu\text{m}$) y poros enlazantes ($<0,005\ \mu\text{m}$). Macroporos: $>50\ \mu\text{m}$; microporos: $<50\ \mu\text{m}$. Criterios de Pagliai y Vignozzi (2002).

El valor medio de K_{fs} aumentó en el paquete de manejo MM al final del estudio un 102,19% en comparación con el estado inicial; en cambio, en el paquete de manejo C, disminuyó un 68,15% (Figura 4.6). Al final del estudio, hubo diferencias significativas ($p<0,05$) entre ambos paquetes de manejo.

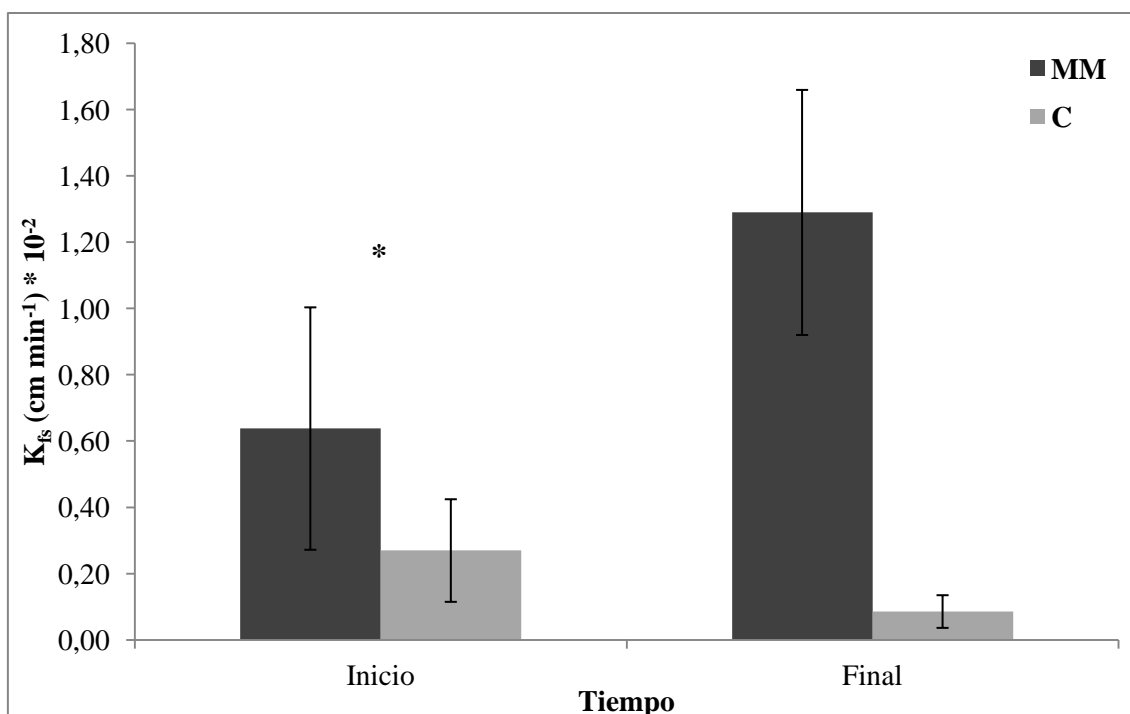


Figura 4.6. Conductividad hidráulica saturada de campo (K_{fs}), expresada en $\text{cm min}^{-1} * 10^{-2}$, al inicio y al final del estudio de cada paquete de manejo (MM y C). Los valores medios y desviación estándar proceden de tres medidas, una en cada una de las tres líneas seleccionadas aleatoriamente en cada paquete de manejo y tiempo correspondiente. Prueba realizada: Mann-Whitney. Las barras de error representan la desviación estándar. El asterisco (*) significa ausencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre paquetes de manejo.

La estabilidad de agregados, en porcentajes, se muestra en la Tabla 4.4, a final de cada una de las campañas, en cada uno de los paquetes de manejo y en las dos profundidades establecidas. La estabilidad de agregados fue superior significativamente ($p < 0,05$) en el paquete MM, tanto en la zona superficial como en la zona subsuperficial. En el paquete de manejo MM, el valor medio aumenta con el paso de las campañas en la zona superficial; en cambio, en la zona subsuperficial, el valor medio disminuye al final de la segunda campaña en relación a la primera, mientras que en la tercera aumenta con respecto a la segunda.

Al final del estudio (campaña 2017-2018), en comparación con el estado inicial, el valor medio en el paquete de manejo MM aumentó considerablemente en ambos rangos de profundidad (al inicio fue 24,59% y 14,48% en el horizonte superficial y subsuperficial, respectivamente); en caso del paquete de manejo C, el valor medio fue similar en la

zona superficial y aumentó en la zona subsuperficial (al inicio fue 22,83% y 11,83% en el horizonte superficial y subsuperficial, respectivamente).

Estabilidad de los agregados (%)			
Profundidad (cm)	Campaña	Paquete de manejo MM	Paquete de manejo C
0-15	2015-2016	35,00 ± 3,86a	22,40 ± 1,52b
	2016-2017	37,01 ± 5,53a	26,20 ± 3,57b
	2017-2018	37,13 ± 4,09a	21,95 ± 2,00b
15-30	2015-2016	33,29 ± 3,24a	18,79 ± 2,00b
	2016-2017	27,12 ± 2,65a	19,14 ± 3,09b
	2017-2018	29,45 ± 3,75a	17,44 ± 3,24b

Tabla 4.4. Porcentaje de agregados estables al agua (%) para cada uno de los paquetes de manejo (C y MM) y en cada una de las profundidades (0-15 y 15-30 cm), al final de cada una de las campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). Valores medios ± desviación estándar (n=5). Prueba realizada: Mann-Whitney. Letras diferentes señalan diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los paquetes de manejo por campaña en una misma profundidad. MM: Manejo Modificado. C: Control. MM: Manejo Modificado y C: Control.

4.1.2. Indicadores bioquímicos de calidad del suelo

4.1.2.1. Contenido de carbono orgánico total y sus fracciones lábiles, y contenido de carbonato cálcico

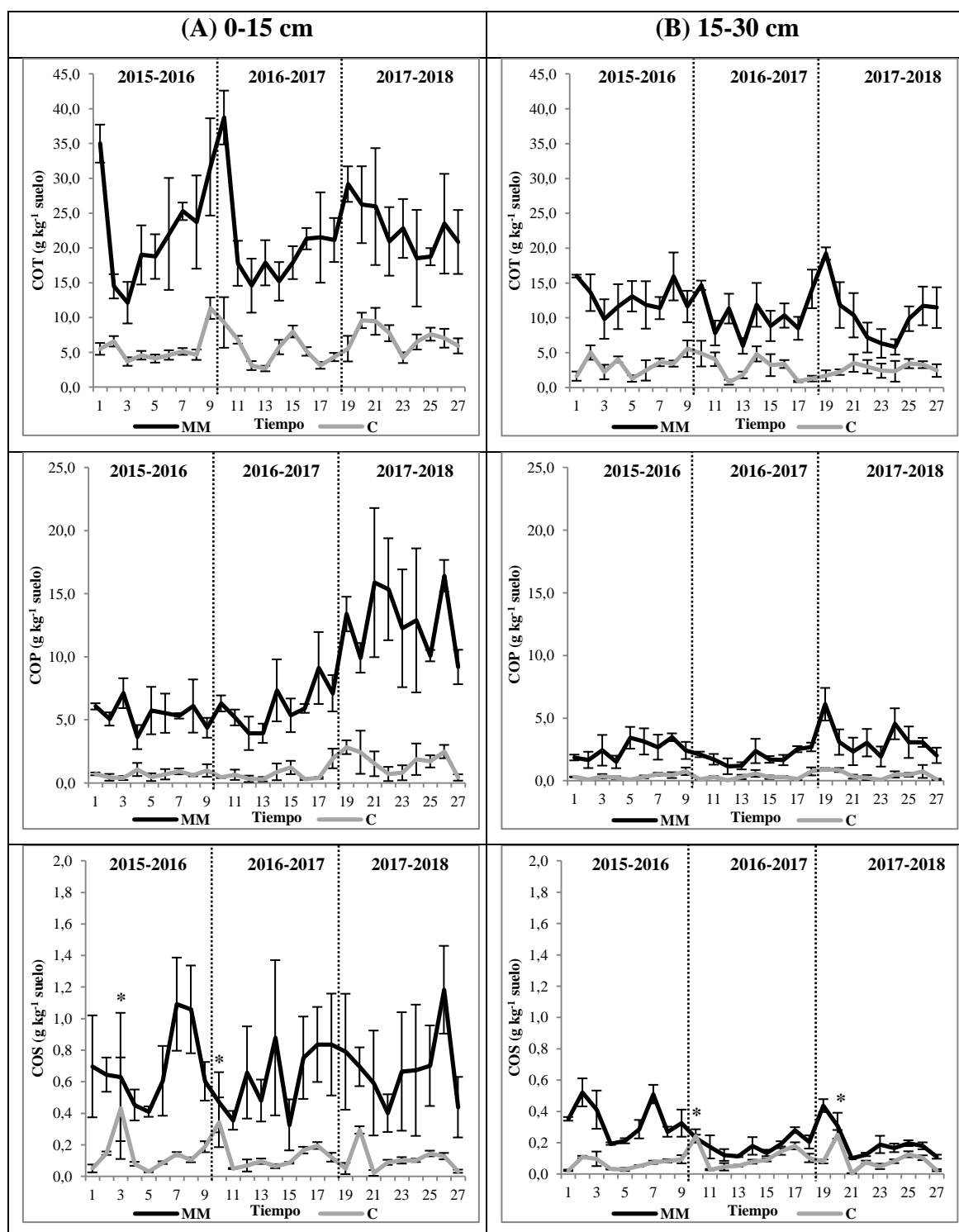
La aplicación del paquete de manejo MM, como era de esperar, aumentó significativamente ($p < 0,05$) los valores de carbono orgánico total (COT, g kg^{-1} suelo) y de sus fracciones lábiles (carbono orgánico particulado o COP, carbono orgánico soluble o COS, y fracción ligera o FL, g kg^{-1} suelo) en los dos rangos de profundidad determinados (0-15 y 15-30 cm), excepto COS al inicio de la primera y segunda campaña en 0-15 cm, y al inicio de la segunda y tercera campaña en 15-30 cm (Figura 4.7). Todos los incrementos de COT y fracciones lábiles en el paquete MM, con respecto al paquete C, fueron evidentes desde la primera campaña de cultivo.

En el paquete de manejo MM, los valores más altos de COT se detectaron al comienzo de cada campaña, después del reciente laboreo e incorporación de las enmiendas orgánicas; posteriormente, el valor medio mensual disminuyó, sobre todo en el horizonte superficial en las dos primeras campañas, y, tras los meses de invierno, aumentó hasta final de campaña. En el horizonte subsuperficial también se detectó esta

evolución, aunque con disminución y aumento más paulatinos. En caso del paquete C, los valores medios tendieron a aumentar ligeramente a final de campaña con respecto al inicio, en ambas profundidades.

Los valores medios de COP tendieron a aumentar en la tercera campaña, tanto en el horizonte superficial (valor medio: 12,82 g kg⁻¹ suelo) como en el subsuperficial (valor medio: 3,25 g kg⁻¹ suelo), así como a partir de la mitad de la segunda campaña en el horizonte superficial en el paquete MM. En cuanto a la evolución de los valores medios de FL, el comportamiento fue similar a COP en el paquete MM, excepto al inicio de la primera campaña, en la que hubo valores máximos no detectados en COP, con valores medios superiores en la tercera campaña con respecto a las dos anteriores (4,39 g kg⁻¹ suelo en el horizonte superficial y 1,40 g kg⁻¹ suelo en el horizonte subsuperficial). En cuanto a COS, en ambas profundidades del paquete MM, los valores medios tendieron a aumentar hacia el final de la campaña; esta tendencia también tuvo lugar en el paquete de manejo C, aunque de forma más paulatina y alcanzando contenidos de COS inferiores significativamente ($p < 0,05$).

En cuanto al contenido de carbonato cálcico equivalente (CaCO₃ eq., g kg⁻¹ suelo), en la zona superficial aumentó significativamente ($p < 0,05$) en el paquete de manejo MM en las tres campañas de cultivo, mientras que en la zona subsuperficial (15-30 cm) aumentó significativamente ($p < 0,05$) en la primera campaña de cultivo y al inicio de las dos campañas posteriores. Los valores medios tendieron a aumentar hasta los meses de invierno en ambos paquetes de manejo, sobre todo en el horizonte superficial, y luego a disminuir hasta final de campaña. La variabilidad de los valores medios en el paquete de manejo MM fue mayor que en el paquete C.



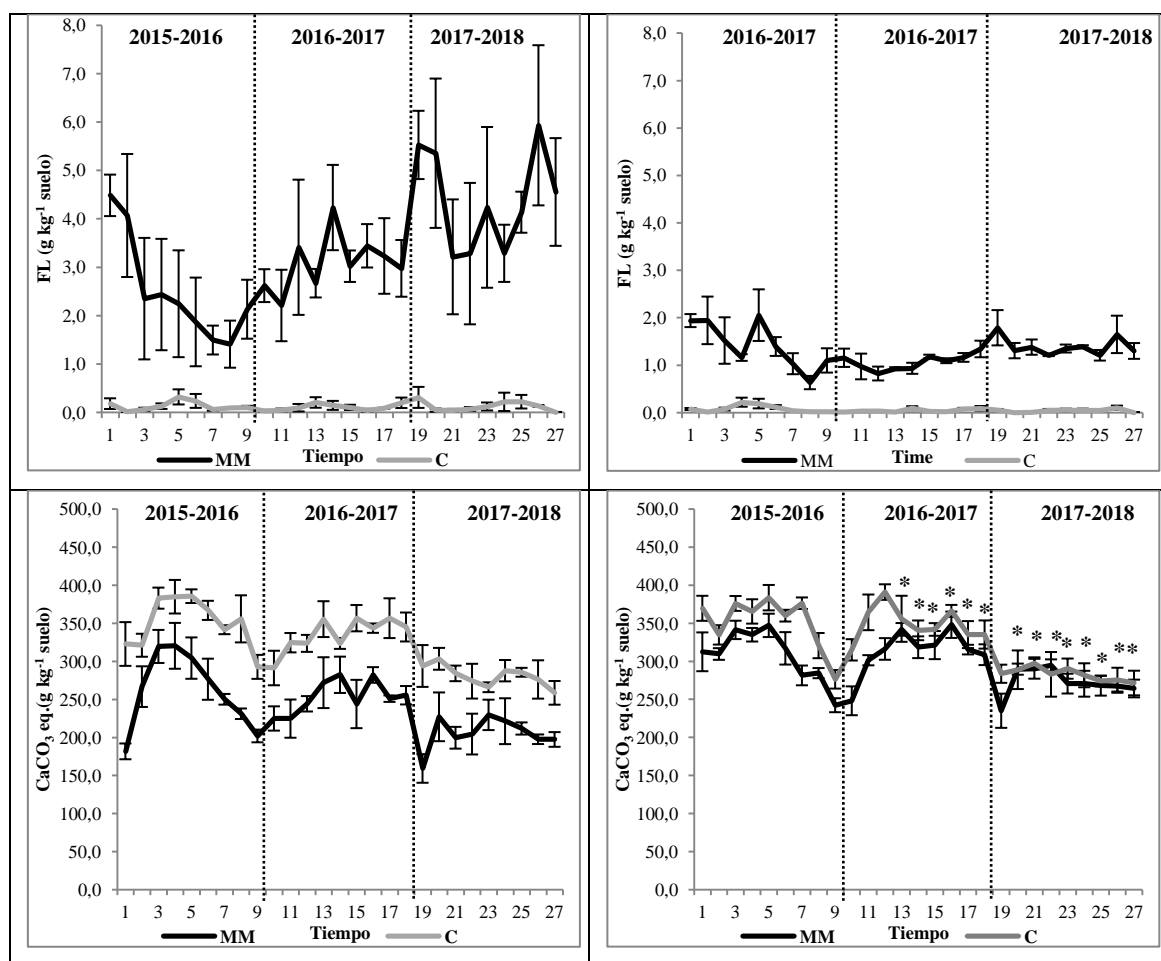


Figura 4.7. Tendencia en la campaña de cultivo comparada de los contenidos de carbono orgánico total (COT, g kg⁻¹ suelo), carbono orgánico particulado (COP, g kg⁻¹ suelo), carbono orgánico soluble en agua (COS, g kg⁻¹ suelo), fracción ligera (FL, g kg⁻¹ suelo) y carbonato cálcico equivalente (CaCO₃ eq., g kg⁻¹ suelo), en rangos de profundidad 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B), en los dos paquetes de manejo (MM y C), durante las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). Prueba realizada: Mann-Whitney. Las barras de error representan la desviación estándar. El asterisco (*) significa ausencia de diferencias significativas (p<0,05) entre paquetes de manejo. Las líneas discontinuas verticales indican el comienzo de la campaña de cultivo y la incorporación de enmiendas orgánicas.

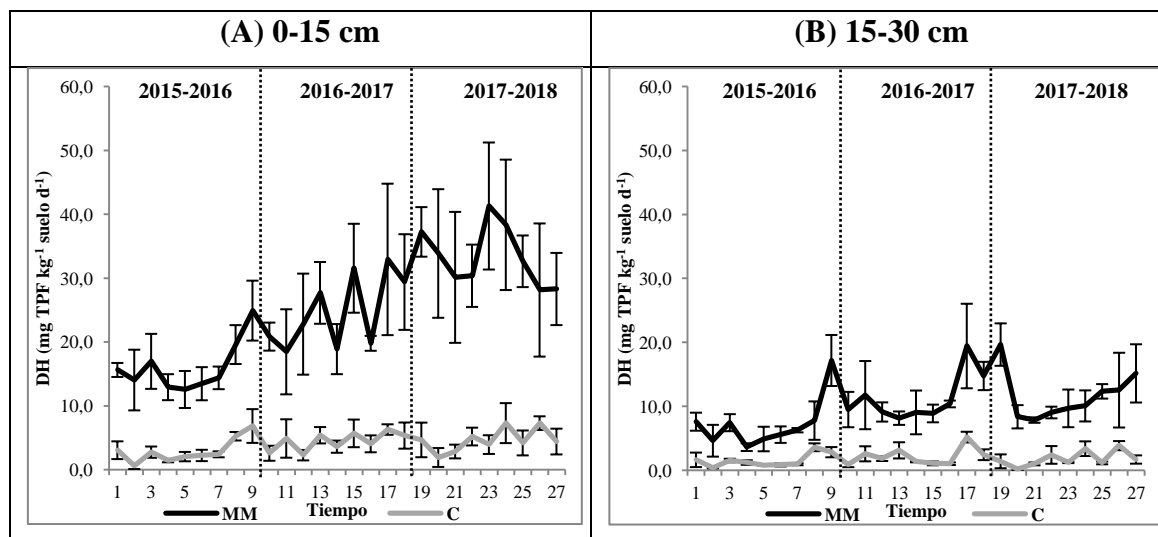
En la Tabla 4.5 se muestra el porcentaje de cada una de las fracciones lábiles del suelo con respecto al carbono orgánico total (COT), en cada una de las profundidades de los dos paquetes de manejo. En el paquete de manejo MM, todos los porcentajes de fracciones lábiles con respecto a COT fueron superiores, excepto % COS/COT en la zona subsuperficial, que fue mayor en el paquete de manejo C.

Paquete de manejo	Profundidad (cm)	COP/COT (%)	COS/COT (%)	FL/COT (%)
MM	0-15	37,47	3,12	15,31
	15-30	23,48	2,24	11,27
C	0-15	16,73	1,95	2,07
	15-30	12,96	3,01	1,88

Tabla 4.5. Porcentaje (%) de cada una de las fracciones lábiles del suelo (COP, COS y FL) en función del carbono orgánico total (COT) en cada paquete de manejo (MM y C) y profundidad (0-15 y 15-30). MM: Manejo Modificado y C: Control.

4.1.2.2. Actividad enzimática del suelo

La aplicación del paquete de manejo MM aumentó significativamente ($p < 0,05$) los valores de actividad α -deshidrogenasa (DH, mg TPF kg⁻¹ suelo día⁻¹) y β -glucosidasa (GL, μ mol PNG kg⁻¹ suelo hora⁻¹) en los dos rangos de profundidad determinados (0-15 y 15-30 cm) (Figura 4.8). Todos los incrementos detectados en el paquete MM, con respecto al paquete C, fueron evidentes desde la primera campaña de cultivo. DH tuvo tendencia a aumentar en ambas profundidades desde la primera a la tercera campaña de estudio, en la que alcanzó valores medios superiores que las dos anteriores; GL tuvo la misma tendencia que DH en la zona superficial, pero en la zona subsuperficial tuvo tendencia a disminuir con el paso de las campañas.



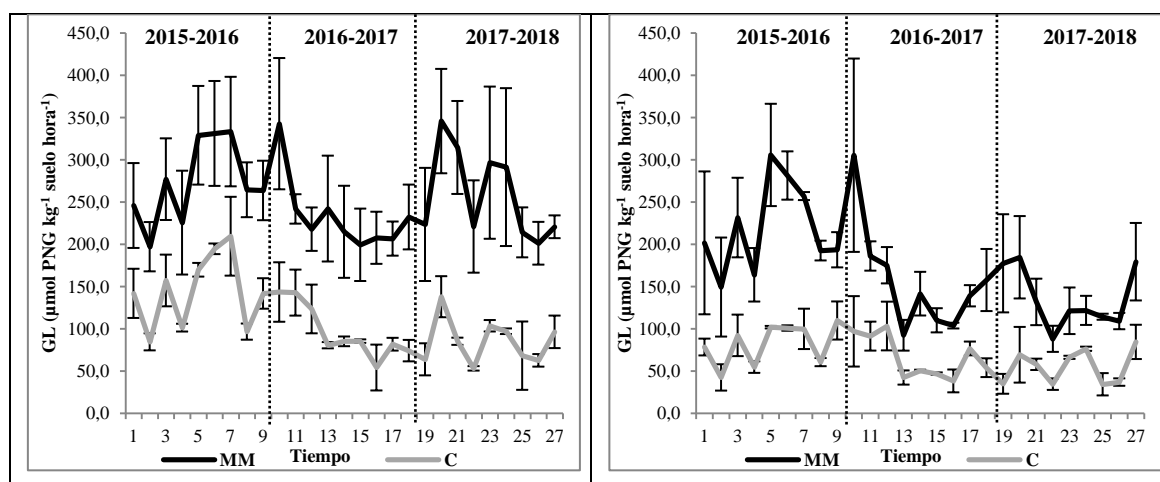


Figura 4.8. Tendencia en la campaña de cultivo comparada de la actividad deshidrogenasa (DH, mg TPF kg⁻¹ suelo día⁻¹), y actividad β- glucosidasa (GL, μmol PNG kg⁻¹ suelo hora⁻¹), en rangos de profundidad 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B), en los dos paquetes de manejo (MM y C), durante las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). Las barras de error representan la desviación estándar. En todos los meses hubo diferencias significativas entre ambos paquetes de manejo ($p < 0,05$). Las líneas discontinuas verticales indican el comienzo de la campaña de cultivo y la incorporación de enmiendas orgánicas.

4.1.2.3. Respiración del suelo

En la Figura 4.9 se muestran los valores medios acumulados de emisión de CO₂ o respiración del suelo (Rs, μmol CO₂ m⁻² s⁻¹) en los dos paquetes de manejo (MM y C), a lo largo de las tres campañas de estudio. Los valores medios de emisión de CO₂ fueron mayores significativamente ($p < 0,05$) en el paquete de manejo MM en las tres campañas de cultivo, excepto algún mes del final de cada una de ellas. La evolución de Rs fue similar entre paquetes de manejo, con mayores valores medios en meses de otoño y primavera, y disminuciones en los meses de invierno. Rs acumulada las tres campañas de estudio fue 40,50 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹ en el paquete MM y 26,38 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹ en el paquete C. Los valores de Rs acumulados más altos por campaña en el paquete de manejo MM se detectaron en la segunda y tercera campaña (14,81 y 14,22 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹, respectivamente).

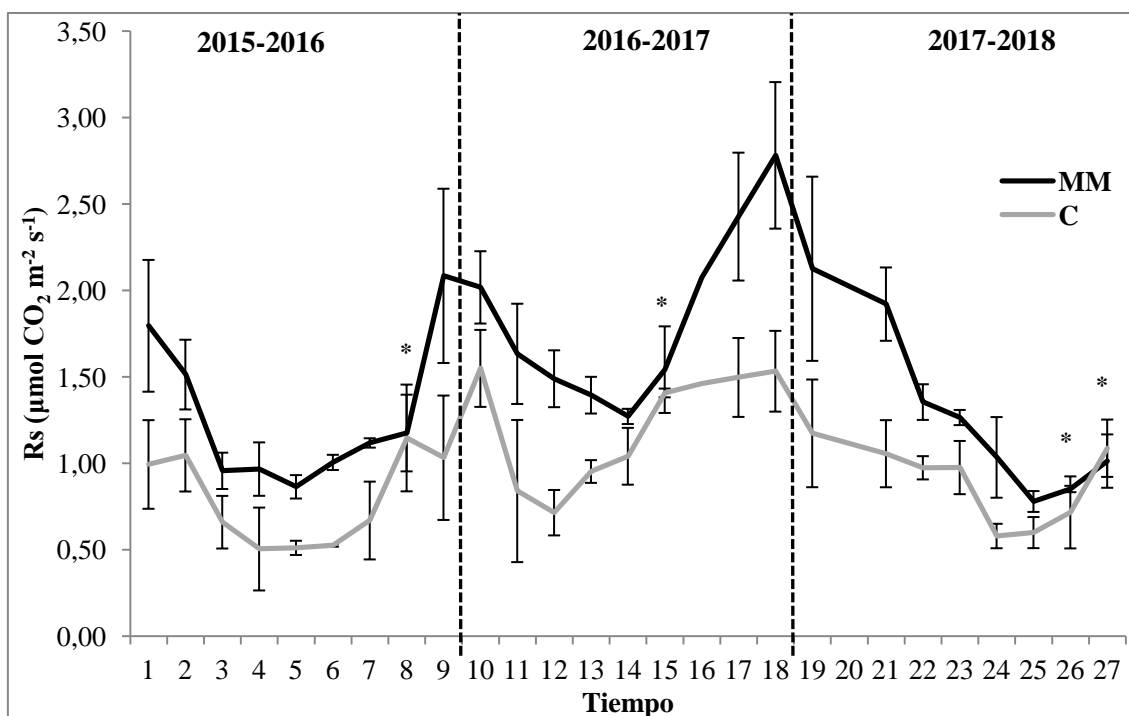


Figura 4.9. Tendencia de la emisión de CO₂ (R_s , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), y en cada campaña de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). Prueba realizada: Mann-Whitney. Los valores de cada mes proceden de la media de las dos quincenas. Las barras de error representan la desviación estándar. Los valores medios en los que no se representan desviación estándar son valores perdidos estimados mediante interpolación lineal. El asterisco (*) significa ausencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre paquetes de manejo en un mismo tiempo. Las líneas discontinuas verticales indican el comienzo de la campaña de cultivo y la incorporación de enmiendas orgánicas.

Las medidas de humedad volumétrica (θ_v , $\text{dm}^3 \text{ m}^{-3}$) y temperatura del suelo (T_s) asociadas a R_s se muestran en la Figura 4.10. R_s y θ_v se ajustaron linealmente de forma significativa en cada uno de los paquetes de manejo ($p=0,00$; $p<0,05$), aunque con una alta variabilidad, tanto en el paquete de manejo MM ($R^2 = 0,27$) como, sobre todo, en el paquete de manejo C ($R^2 = 0,10$). De igual modo ocurrió con R_s y T_s , con ajuste lineal significativo ($p=0,00$; $p<0,05$) en cada paquete de manejo, con una alta variabilidad, tanto en el paquete de manejo MM ($R^2 = 0,29$), como en el paquete C ($R^2 = 0,20$). Tanto para θ_v como para T_s , el coeficiente de determinación fue superior en el paquete de manejo MM. En el paquete C, θ_v media osciló entre 172,00 y 395,00 $\text{dm}^3 \text{ m}^{-3}$ y T_s entre 13,90 y 26,55°C, mientras que en el paquete MM θ_v osciló entre 154,00 y 395,00 $\text{dm}^3 \text{ m}^{-3}$ y T_s entre 11,50 y 24,45°C.

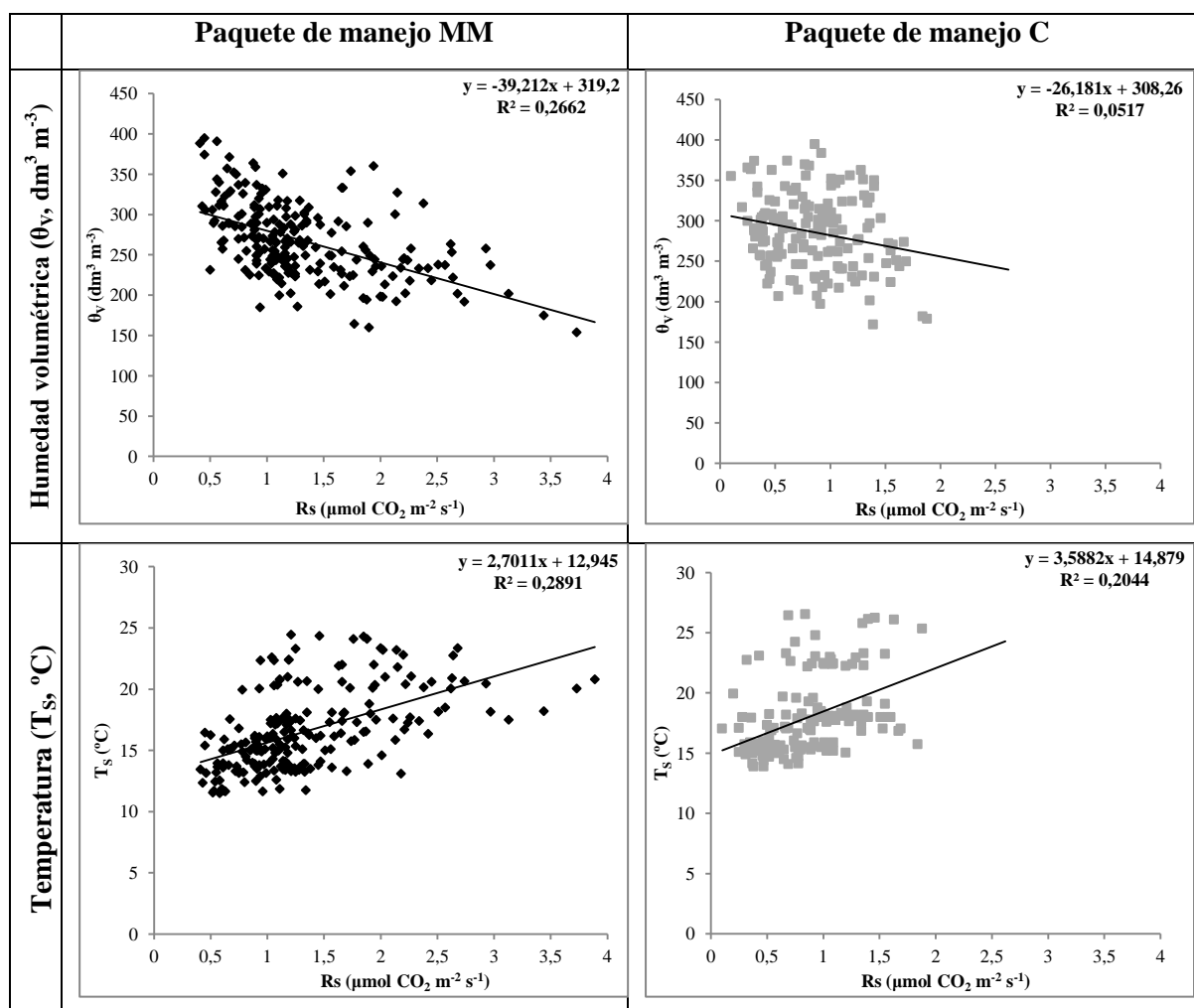


Figura 4.10. Relación entre humedad volumétrica del suelo (θ_v , $\text{dm}^3 \text{ m}^{-3}$) y temperatura del suelo (T_s , $^{\circ}\text{C}$), y la respiración del suelo (R_s , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Cada punto de θ_v y T_s corresponde a la media de tres mediciones junto al cilindro de medida de respiración ($n=3$).

En la zona de menor influencia del gotero, es decir, en mitad del pasillo, hubo mayor emisión significativa ($p < 0,05$) de CO_2 en el paquete de manejo MM (Figura 4.11). En ambos paquetes de manejo, la evolución de R_s fue similar a la evolución junto al gotero, con una disminución en meses de invierno, y mayores tasas respiratorias en meses de otoño e invierno; tanto la disminución como el aumento fueron más pronunciados en el paquete de manejo MM. R_s total acumulada del paquete de manejo MM en mitad del pasillo aumentó un 148,53% con respecto al paquete de manejo C. En el paquete de manejo MM, R_s acumulada en mitad del pasillo disminuyó un 34,10% con respecto a la zona de influencia del gotero, mientras que en el paquete de manejo C disminuyó más de la mitad (59,91%). θ_v y T_s se ajustaron linealmente de forma significativa en el paquete de manejo MM ($p=0,00$; $p < 0,05$), aunque con alta variabilidad ($R^2 = 0,22$ y

$R^2 = 0,27$, respectivamente); en el caso del paquete de manejo C, también se ajustaron linealmente significativamente ($p=0,02$ y $p=0,00$, respectivamente; $p<0,05$), y con una alta variabilidad ($R^2 = 0,19$ y $R^2 = 0,26$) (Figura 4.12). Al contrario de lo ocurrido en zonas próximas al gotero, en mitad del pasillo los coeficientes de determinación fueron parecidos entre paquetes de manejo. En el paquete MM, θ_v osciló entre 153,50 y 248,50 $\text{dm}^3 \text{ m}^{-3}$ y T_s entre 15,10 y 25,25°C, mientras que en el paquete C, θ_v osciló entre 188,50 y 352,50 $\text{dm}^3 \text{ m}^{-3}$ y T_s entre 15,25 y 26,05°C.

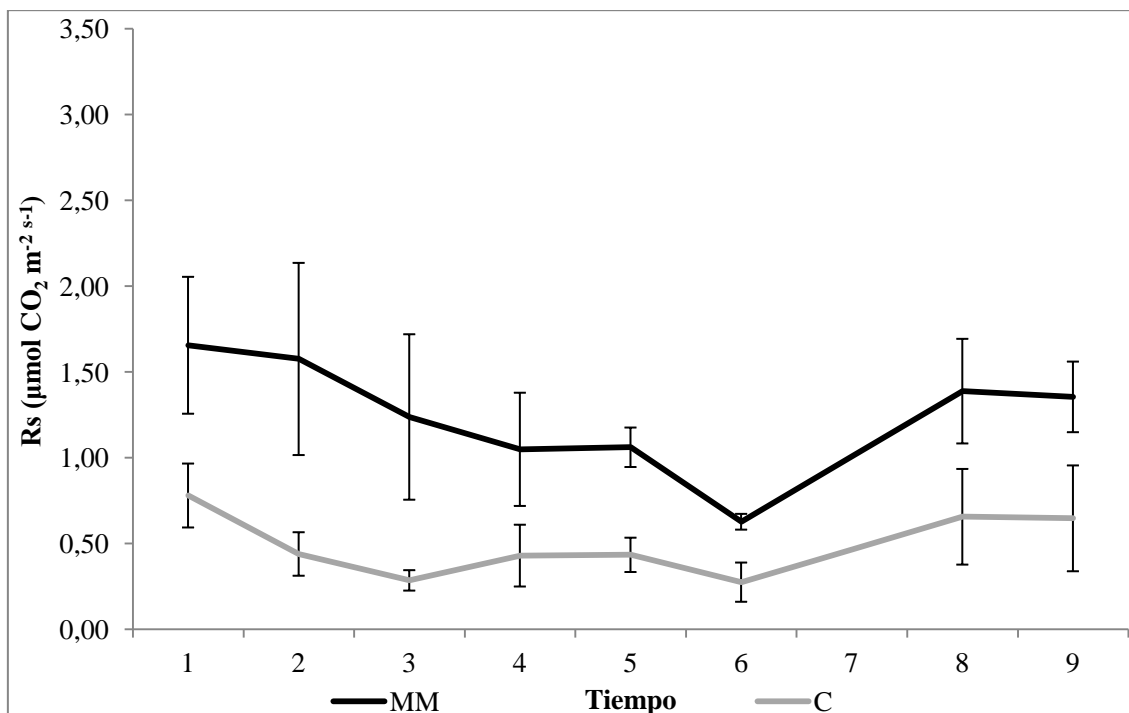


Figura 4.11. Tendencia de la emisión de CO₂ (R_s , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C) en mitad del pasillo en la segunda campaña de estudio (2016-2017). Prueba realizada: Mann-Whitney. Los valores de cada mes proceden de la media de las dos quincenas. Las barras de error representan la desviación estándar. Los valores medios en los que no se representan desviación estándar son valores perdidos estimados mediante interpolación lineal. En todos los meses hubo diferencias significativas entre paquetes de manejo ($p<0,05$).

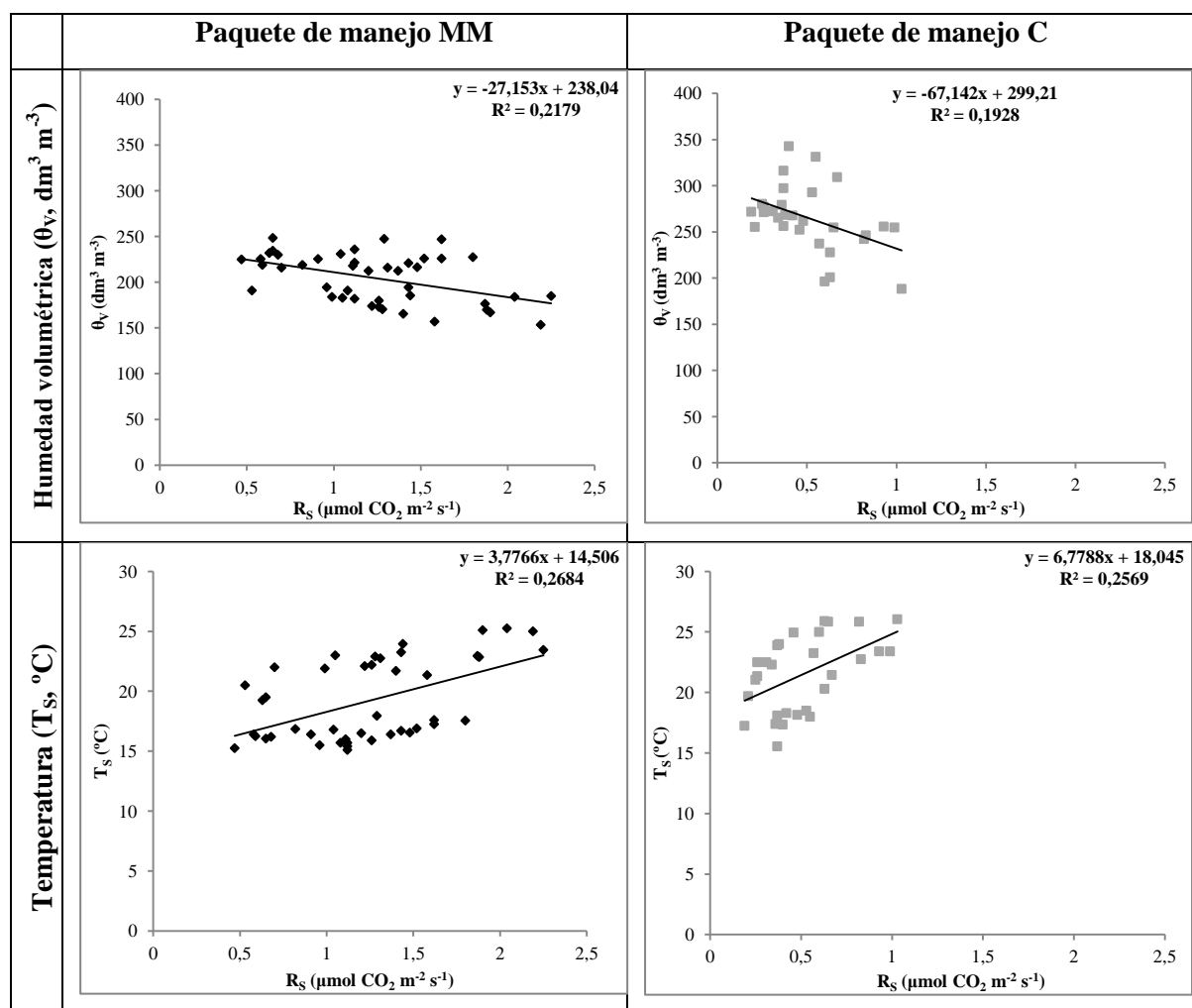


Figura 4.12. Relación entre humedad volumétrica del suelo (θ_v , $\text{dm}^3 \text{ m}^{-3}$) y temperatura del suelo (T_s , $^{\circ}\text{C}$), y la respiración del suelo (R_s , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) en mitad del pasillo. Cada punto de θ_v y T_s corresponde a la media de tres mediciones junto al cilindro de medida de respiración ($n=3$).

4.1.2.3.1. Influencia de factores del suelo sobre la respiración

En la Tabla 4.6 se muestran las correlaciones entre factores del suelo (COT, COP, COS, FL, DH y GL) y R_s .

	COT	COP	COS	FL	DH	GL
R_s	0,57	0,48	0,42	0,43	0,62	0,47

Tabla 4.6. Coeficiente de correlación entre la respiración del suelo (R_s) y el carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), carbono orgánico soluble (COS), fracción ligera (FL), actividad α -deshidrogenasa (DH) y β -glucosidasa (GL). La relación entre variables se determinaron mediante el coeficiente de Pearson. Todas las correlaciones fueron significativas ($p < 0,01$).

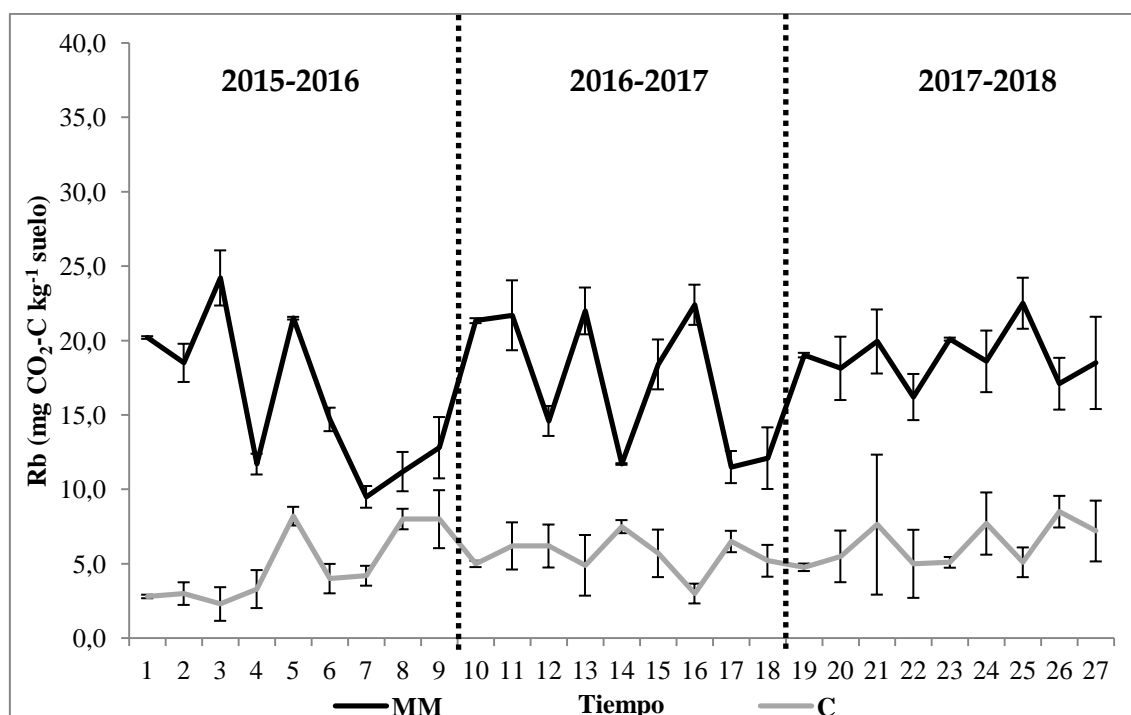
El flujo respiratorio tuvo correlaciones positivas y significativas ($p < 0,01$) con el COT y sus fracciones lábiles (COP, COS y FL) y con la actividad enzimática (DH y GL), especialmente con COT y la actividad α -deshidrogenasa.

4.1.2.3.2. Respiración basal

La aplicación del paquete de manejo MM aumentó significativamente ($p < 0,05$) los valores de respiración basal (Rb, mg CO₂-C kg⁻¹ suelo) en los dos rangos de profundidad (0-15 y 15-30 cm) (Figura 4.13). Todos los incrementos detectados en el paquete MM, con respecto al paquete C, tuvieron lugar desde la primera campaña de cultivo. Los valores medios de Rb, determinada en laboratorio en unas condiciones estandarizadas (25°C y 60% de humedad de saturación), tuvieron tendencia a disminuir ligeramente desde el inicio de la campaña y, tras meses más fríos, a aumentar paulatinamente, sobre todo en el horizonte subsuperficial del paquete MM; en el horizonte superficial, se detectaron variaciones mayores que en el horizonte subsuperficial y en el paquete C.

En el paquete MM, los valores medios de Rb por campaña más altos se detectaron en la tercera, tanto en el rango de profundidad 0-15 cm ($18,90 \pm 1,83$) como en el rango 15-30 cm ($9,22 \pm 1,65$). De esta forma, en esta tercera campaña, en el paquete de manejo MM, el 89% de los valores medios en el horizonte superficial estuvieron comprendidos entre 14 y 22 mg CO₂-C kg⁻¹ suelo, establecido como el rango relacionado con una actividad microbiana ideal por parte del fabricante (Solvita, 2013), mientras que el 100% de los valores medios del horizonte subsuperficial estuvieron comprendidos entre 6 y 14 mg CO₂-C kg⁻¹ suelo, establecido como el rango relacionado con una actividad microbiana media. En cuanto al paquete de manejo C, en la tercera campaña el 56% de los valores medios en el horizonte superficial estuvieron comprendidos entre 6 y 14 mg CO₂-C kg⁻¹ suelo, mientras que el 100% en el horizonte subsuperficial estuvieron comprendidos entre 2 y 6 mg CO₂-C kg⁻¹ suelo, establecido como el rango relacionado con una actividad microbiana baja.

(A)



(B)

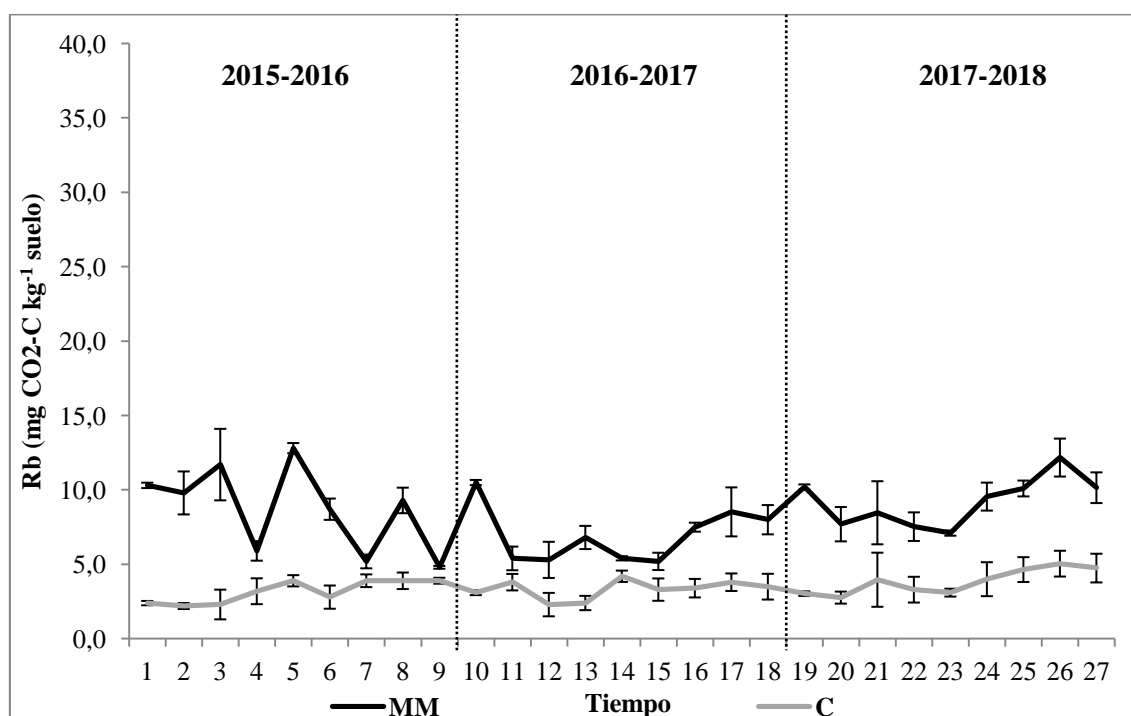
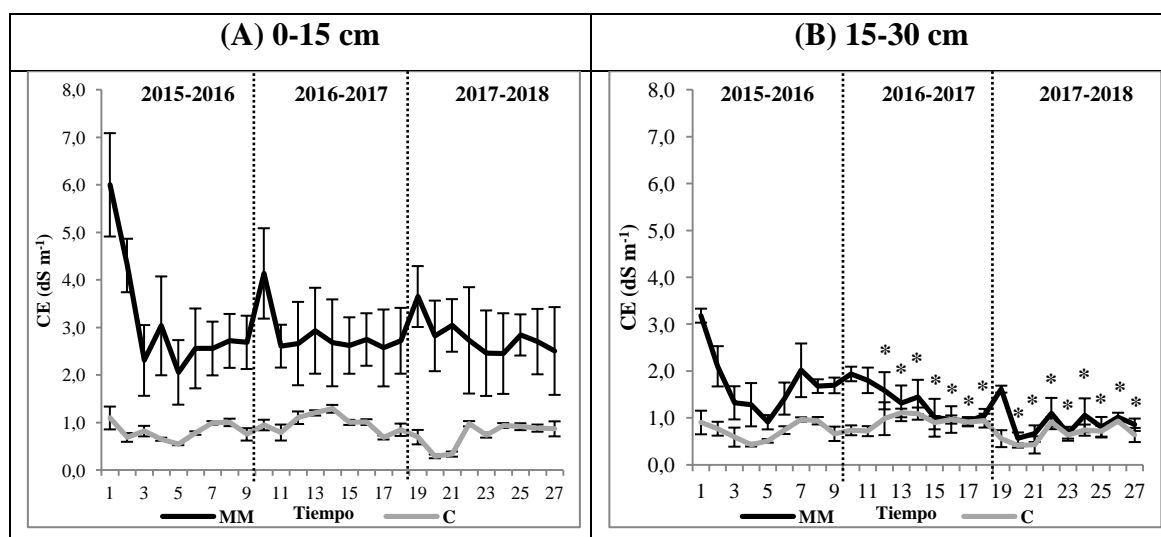


Figura 4.13. Tendencia en la campaña de cultivo comparada de respiración basal (Rb, $\text{mg CO}_2\text{-C kg}^{-1}\text{ suelo}$) en rangos de profundidad 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B), en los dos paquetes de manejo (MM y C), durante las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). Las barras de error representan la desviación estándar. En todos los

meses hubo diferencias significativas entre ambos paquetes de manejo ($p<0,05$). Las líneas discontinuas verticales indican el comienzo de la campaña de cultivo y la incorporación de enmiendas orgánicas.

4.1.2.4. Conductividad eléctrica, pH y disponibilidad nutricional

La aplicación del paquete de manejo MM aumentó significativamente ($p<0,05$) los valores medios mensuales de conductividad eléctrica (CE, dS m^{-1}) y disminuyó significativamente ($p<0,05$) los valores medios mensuales de pH en la zona superficial (0-15 cm). En cuanto a la zona subsuperficial (15-30 cm), aumentó significativamente ($p<0,05$) los valores medios mensuales de CE y disminuyó los de pH en la primera campaña, mientras que en las dos campañas posteriores solamente hubo diferencias significativas ($p<0,05$) entre paquetes de manejo al inicio de la campaña, con la reciente incorporación de enmiendas orgánicas (Figura 4.14). En el paquete de manejo MM, los valores máximos mensuales se detectaron tras la reciente incorporación de enmiendas orgánicas, sufrieron una disminución, para luego incrementar hacia final del cultivo; en el horizonte subsuperficial en la segunda campaña, este incremento del valor medio final fue menor que en las otras dos campañas. En caso del pH, los valores mínimos se alcanzaron con la reciente incorporación de enmiendas orgánicas, para luego incrementar sus valores medios. En caso del paquete C, todos los valores de CE estuvieron comprendidos entre 0,3 y 1,3 dS m^{-1} .



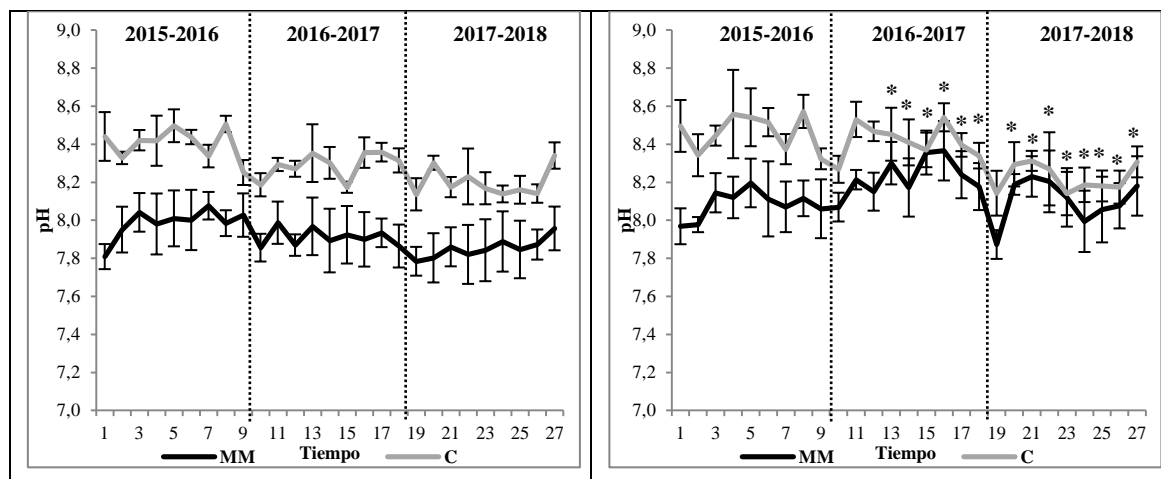


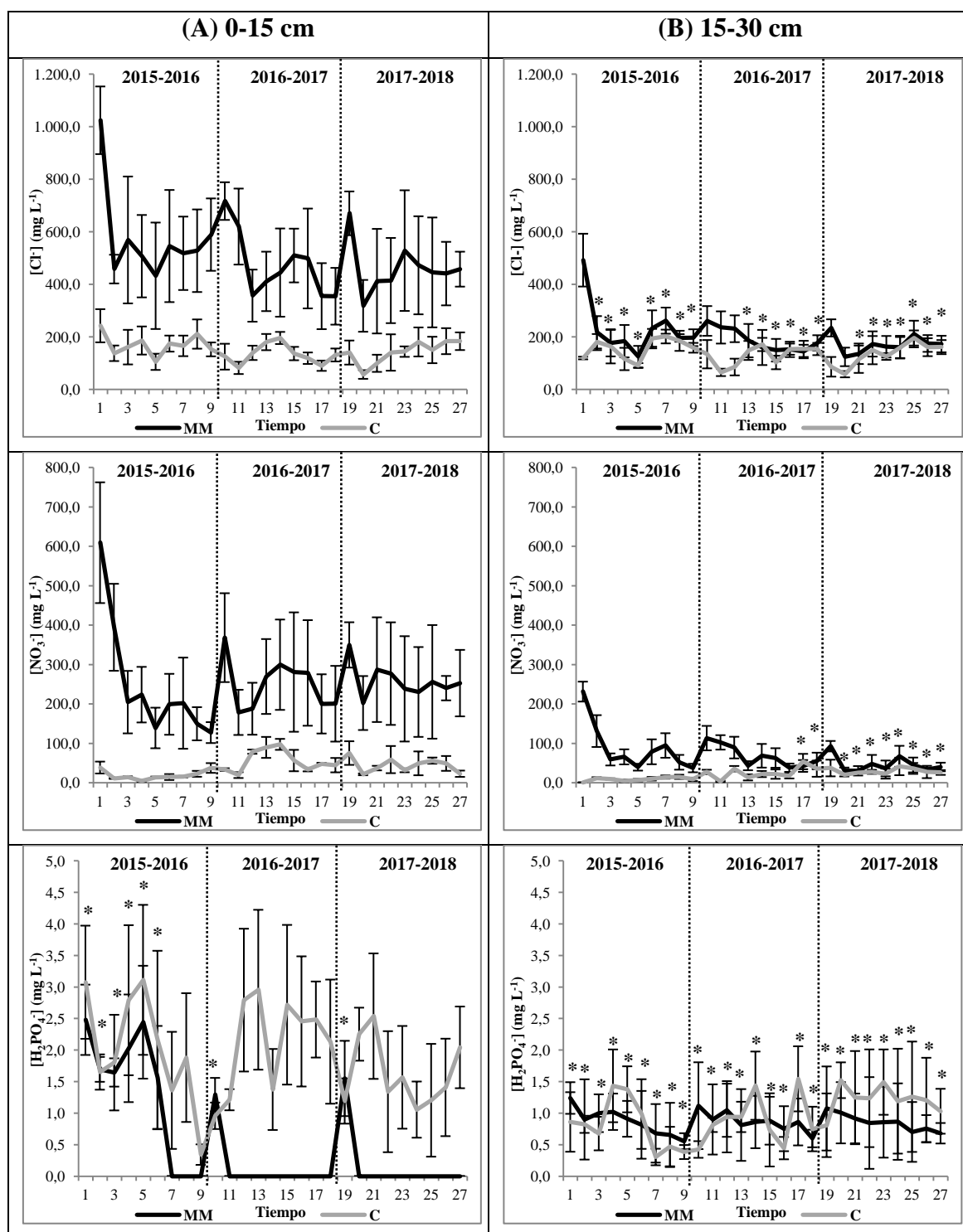
Figura 4.14. Tendencia en la campaña de cultivo comparada de conductividad eléctrica (CE, en dS m^{-1}) y pH en la solución del suelo, en rangos de profundidad 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B), en los dos paquetes de manejo (MM y C), durante las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). Las barras de error representan la desviación estándar. El asterisco (*) significa ausencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre paquetes de manejo. Las líneas discontinuas verticales indican el comienzo de la campaña de cultivo y la incorporación de enmiendas orgánicas. CE y pH se determinaron en la solución del suelo 1:5 (suelo:agua).

La aplicación del paquete de manejo MM aumentó significativamente ($p < 0,05$) los valores medios mensuales de concentraciones de cloruros ($[\text{Cl}^-]$), nitratos ($[\text{NO}_3^-]$), y sulfatos ($[\text{SO}_4^{2-}]$) en la zona superficial (0-15 cm). En cuanto a la zona subsuperficial (15-30 cm), el valor medio mensual de la concentración de cloruros aumentó significativamente ($p < 0,05$) solamente al inicio de cada campaña, el valor medio mensual de nitratos no presentó diferencias significativas al final de la segunda campaña y en la tercera campaña (excepto con la reciente incorporación de enmiendas orgánicas), mientras que la concentración de sulfatos aumentó significativamente ($p < 0,05$) en el paquete MM durante las tres campañas de cultivo (Figura 4.15). Tras alcanzar valores medios máximos al inicio de cada campaña en cloruros, nitratos, sulfatos y fosfatos, hubo un inmediato descenso en las tres campañas y en ambas profundidades; estos comportamientos fueron más patentes en la primera campaña.

En cuanto a la concentración de cloruros, en la primera campaña se detectaron niveles de concentración de cloruros superiores a las otras dos campañas ($575,20 \text{ mg L}^{-1}$ en el horizonte superficial y $231,70 \text{ mg L}^{-1}$ en el subsuperficial). En la segunda y tercera campaña, en las que la gestión de riego incluyó el movimiento de líneas portagoteros y apertura de la línea central en octubre, se observó un incremento del valor medio a partir

de dicho mes y, en los meses de primavera, un descenso. Los valores medios de cloruros fueron muy superiores en los primeros 15 cm de suelo en el paquete MM que en el horizonte subsuperficial en las tres campañas de estudio. En cuanto al paquete de manejo C, la concentración de cloruros en ambos horizontes se encontraron en equilibrio, con pocas diferencias entre valores medios.

Los valores medios de concentración de nitratos en la primera campaña en el paquete de manejo MM incrementaron en enero, mes en el que comenzó el aporte de nitratos en el agua de riego, y, posteriormente, en los meses de marzo-abril, experimentaron una disminución. En la segunda campaña, cuya apertura de la tercera línea portagotos central y aporte de nitrato en el agua de riego tuvieron lugar en los meses de octubre y noviembre, respectivamente, se observaron incrementos de los valores medios a partir de dichos meses; con la apertura de la línea portagotos central, también incrementaron los valores medios de cloruros y sulfatos, no incrementados en el riego. En la primavera de la segunda campaña, hubo un descenso de contenido de nitratos en el suelo, al igual que ocurrió con los cloruros y sulfatos. En la tercera campaña, cuyos aportes de nitratos en agua de riego comienzan a finales de diciembre, se observó un ligero incremento del valor medio a partir de entonces; previamente, en octubre, mes en el que tuvo lugar la apertura de la línea portagotos central, también tuvo lugar un ligero incremento, mientras que al final de campaña tuvo lugar una ligera disminución, al igual que en las dos campañas anteriores. En el paquete de manejo C, la concentración media de nitratos en la segunda y tercera campaña fue mayor que en la primera, ya que fueron las campañas en las que hubo mayor aporte de nitratos en el agua de riego. En cuanto a concentración de fosfatos, solo se detectaron en la zona superficial (0-15 cm) en el paquete MM en algunos meses al inicio de las campañas, especialmente en la primera campaña, mientras que en la zona subsuperficial (15-30 cm) sí se detectaron más frecuentemente, pero sin diferencias significativas ($p < 0,05$) entre ambos paquetes de manejo en ninguna campaña.



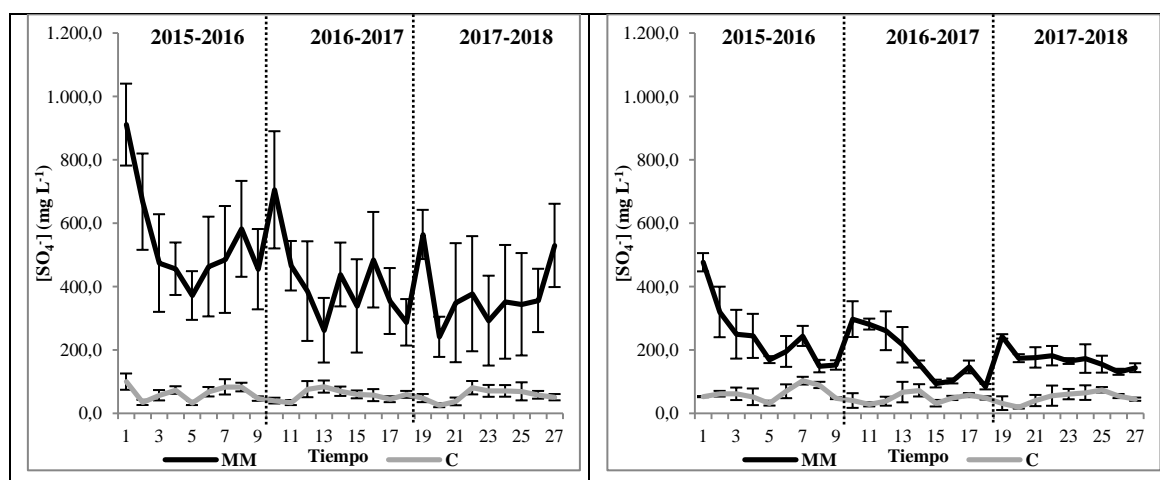


Figura 4.15. Tendencia en la campaña de cultivo comparada de concentración en la solución del suelo (mg L^{-1}) de cloruros ($[\text{Cl}^-]$), nitratos ($[\text{NO}_3^-]$), fosfatos ($[\text{H}_2\text{PO}_4^-]$) y sulfatos ($[\text{SO}_4^{2-}]$), en rangos de profundidad 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B), en los dos paquetes de manejo (MM y C), durante las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). Las barras de error representan la desviación estándar. El asterisco (*) significa ausencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre paquetes de manejo. Las líneas discontinuas verticales indican el comienzo de la campaña de cultivo y la incorporación de enmiendas orgánicas. $[\text{Cl}^-]$, $[\text{NO}_3^-]$, $[\text{H}_2\text{PO}_4^-]$ y $[\text{SO}_4^{2-}]$ se determinaron en la solución del suelo 1:5 (suelo:agua).

4.1.2.5. Relación entre indicadores de calidad del suelo

En la Tabla 4.7 se muestran los coeficientes de correlación de Pearson (r) de los indicadores de calidad del suelo medidos, en cada uno de los paquetes de manejo. Todos los coeficientes de correlación fueron superiores en el paquete MM que en el paquete C. En el paquete de manejo MM se encontraron correlaciones de forma significativa ($p < 0,05$) entre todos los indicadores de calidad del suelo. En este paquete, hubo buena correlación entre COT y cada una de las fracciones lábiles, sobre todo con COP ($r=0,65$); al mismo tiempo, COP mostró el mejor coeficiente de correlación con FL ($r=0,72$). COS fue la fracción lábil del carbono orgánico que mostró el menor coeficiente de correlación con DH y GL ($r=0,56$ y $r=0,54$, respectivamente). También hubo una buena correlación entre la actividad de las dos enzimas determinadas y todos los indicadores relacionados con el carbono orgánico, especialmente entre DH y COP ($r=0,75$) y FL ($r=0,73$), con coeficientes de correlación más altos de actividad DH que GL. Del mismo modo ocurrió con Rb, con mayor coeficiente de correlación con COP ($r=0,70$) y FL ($r=0,74$). CE presentó mayor coeficiente de correlación con COS ($r=0,65$) y FL ($r=0,65$), además de $[\text{Cl}^-]$, $[\text{NO}_3^-]$, $[\text{H}_2\text{PO}_4^-]$ y $[\text{SO}_4^{2-}]$ de la solución del suelo.

CaCO_3 y pH, con alta correlación entre ellos ($r=0,70$) tuvieron correlaciones negativas con el resto de indicadores.

En el paquete C, no todas las correlaciones fueron significativas ($p<0,05$) entre indicadores. Al igual que en el paquete de manejo MM, COP fue la fracción lábil que tuvo un coeficiente más alto con el COT ($r=0,48$), COP presentó el mayor coeficiente con FL ($r=0,50$), mientras que COS fue la fracción lábil que presentó el coeficiente de correlación más bajo con DH ($r=0,27$) y GL ($r=0,24$). Los coeficientes de correlación de la actividad DH fue en todos los casos superiores a los de la actividad GL, tal y como ocurrió en el paquete MM. Especialmente altos, en comparación con los coeficientes entre el resto de indicadores, fueron los detectados entre la actividad DH y COP ($r=0,43$), FL ($r=0,38$) y Rb ($r=0,56$). CaCO_3 y pH, con alta correlación entre ellos ($r=0,72$), también tuvieron correlaciones negativas con el resto de indicadores. Al contrario de lo ocurrido en el paquete MM, CE no tuvo correlación significativa ($p<0,05$) con ningún indicador, excepto con DH ($r=0,31$), además de $[\text{Cl}^-]$, $[\text{NO}_3^-]$ y $[\text{SO}_4^{2-}]$ de la solución del suelo.

(A)	COT	COP	COS	FL	DH	GL	Rb	CE	[Cl ⁻]	[NO ₃ ⁻]	[H ₂ PO ₄ ⁻]	[SO ₄ ²⁻]	pH
COT	-												
COP	0,65**	-											
COS	0,62**	0,58**	-										
FL	0,64**	0,72**	0,65**	-						-			
DH	0,64**	0,75**	0,56**	0,73**	-								
GL	0,63**	0,55**	0,54**	0,55**	0,60**	-							
Rb	0,66**	0,70**	0,41**	0,74**	0,69**	0,64**	-						
CE	0,64**	0,48**	0,65**	0,65**	0,53**	0,52**	0,61**	-					
[Cl⁻]	0,64**	0,41**	0,50**	0,50**	0,53**	0,52**	0,59**	0,72**	-				
[NO₃⁻]	0,59**	0,48**	0,50**	0,63**	0,48**	0,47**	0,60**	0,76**	0,86**	-			
[H₂PO₄⁻]	0,29**	0,18**	0,20**	0,16**	0,39**	0,16*	0,20**	0,49**	0,16*	0,15*	-		
[SO₄²⁻]	0,66**	0,37**	0,62**	0,53**	0,43**	0,42**	0,53**	0,87**	0,76**	0,72**	0,15**	-	
pH	-0,61**	-0,59**	-0,56**	-0,67**	-0,58**	-0,55**	-0,64**	-0,64**	-0,50**	-0,53**	-0,22**	0,57**	-
CaCO₃	-0,69**	-0,66**	-0,53**	-0,63**	-0,68**	-0,49**	-0,56**	-0,61**	-0,54**	-0,51**	-0,36**	-0,50**	-0,70**

(B)	COT	COP	COS	FL	DH	GL	Rb	CE	[Cl ⁻]	[NO ₃ ⁻]	[H ₂ PO ₄ ⁻]	[SO ₄ ²⁻]	pH
COT	-												
COP	0,48**	-											
COS	0,31**	0,15*	-										
FL	0,18**	0,50**	0,12*	-						-			
DH	0,40**	0,43**	0,27**	0,33**	-								
GL	0,35**	0,27**	0,24**	0,25**	0,30**	-							
Rb	0,53**	0,27**	0,10	0,35**	0,56**	0,40**	-						
CE	0,00	0,06	0,02	0,10	0,31*	0,00	0,10	-					
[Cl⁻]	0,05	0,04	0,00	0,13*	0,14*	0,03	0,06	0,45**	-				
[NO₃⁻]	0,17**	0,29**	0,03	0,23**	0,44**	0,10	0,34**	0,48**	0,20**	-			
[H₂PO₄⁻]	0,17**	0,18**	0,02	0,33**	0,26**	0,23**	0,08	0,10	0,07	0,24**	-		
[SO₄²⁻]	0,03	0,02	0,00	0,19*	0,20**	0,06	0,10	0,55**	0,74**	0,22**	0,19**	-	
pH	-0,39**	-0,42**	-0,20**	-0,14*	-0,31**	-0,05	-0,27**	-0,09	-0,09	-0,42**	-0,09	-0,14*	-
CaCO₃	-0,41**	-0,35**	-0,16**	-0,04	-0,28**	-0,14*	-0,21*	-0,03	-0,05	-0,26**	0,06	-0,05	-0,72**

Tabla 4.7. Coeficientes de correlación (r) entre diferentes indicadores de calidad del suelo en el paquete de manejo MM (A) y el paquete de manejo C (B). COT: carbono orgánico total, COP: carbono orgánico particulado, COS: carbono orgánico soluble y FL: fracción ligera. DH: α -deshidrogenasa y GL: β -glucosidasa. Rb: respiración basal. CE: conductividad eléctrica. [Cl⁻]: concentración de cloruros. [NO₃⁻]: concentración de nitratos. [H₂PO₄⁻]: concentración de fosfatos. [SO₄²⁻]: concentración de sulfatos. CaCO₃: carbonato cálcico equivalente. CE, pH, [Cl⁻], [NO₃⁻], [H₂PO₄⁻] y [SO₄²⁻] fueron determinados en la solución del suelo 1:5 (suelo:agua). No hubo distinción entre profundidades ni campañas. La relación entre variables se determinó mediante el coeficiente de Pearson (r). Los asteriscos señalan si dicha correlación es significativa: * (p<0,05) y ** (p<0,01).

4.1.3. Densidad de longitud de raíz, diámetro medio de raíz, abundancia de hongos y bacterias y extracción de ADN en diferentes distancias del gotero

En la Figura 4.16 se muestra la densidad de longitud de raíz (DLR, en cm cm^{-3} suelo) en los primeros 30 cm del suelo, a 10 y 30 cm con respecto al gotero. En la posición cercana al gotero (10 cm), la DLR fue mayor significativamente en el paquete de manejo C; en cambio, más alejado del gotero (30 cm), la DLR fue mayor significativamente en el paquete de manejo MM. La DLR disminuyó significativamente con el aumento de la distancia con respecto al gotero en ambos paquetes de manejo.

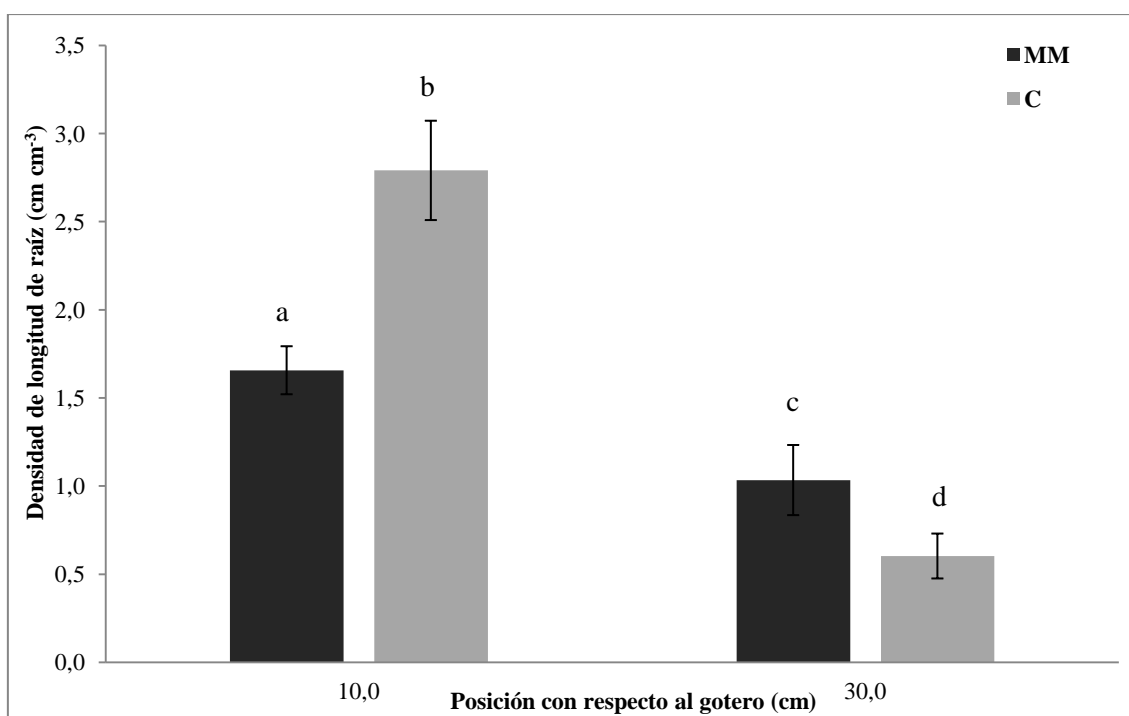


Figura 4.16. Densidad de longitud de raíz (DLR, cm cm^{-3}) en los primeros 30 cm de profundidad en cada paquete de manejo (C y MM), en función de la posición con respecto al gotero (10 y 30 cm). Las barras de error representan la desviación estándar. Hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) entre paquetes de manejo. MM: Manejo Modificado y C: Control.

En la Figura 4.17 se representan la distribución de DLR (en porcentajes, %) por capa de suelo muestreada en las dos posiciones con respecto al gotero, en ambos paquetes de manejo. La distribución de DLR mostró mayor porcentaje en el paquete C en la capa más superficial (0-10 cm), con más del 60% en el acolchado inorgánico y los 10 primeros centímetros del suelo de la posición más cercana al gotero (10,0), y con casi el 90% en el acolchado inorgánico y los 20 primeros centímetros de suelo en ambas

posiciones de muestreo con respecto al gotero. En el paquete de manejo MM, la distribución de DLR en profundidad fue diferente, con aproximadamente una tercera parte en cada una de las tres profundidades en las dos posiciones de muestreo.

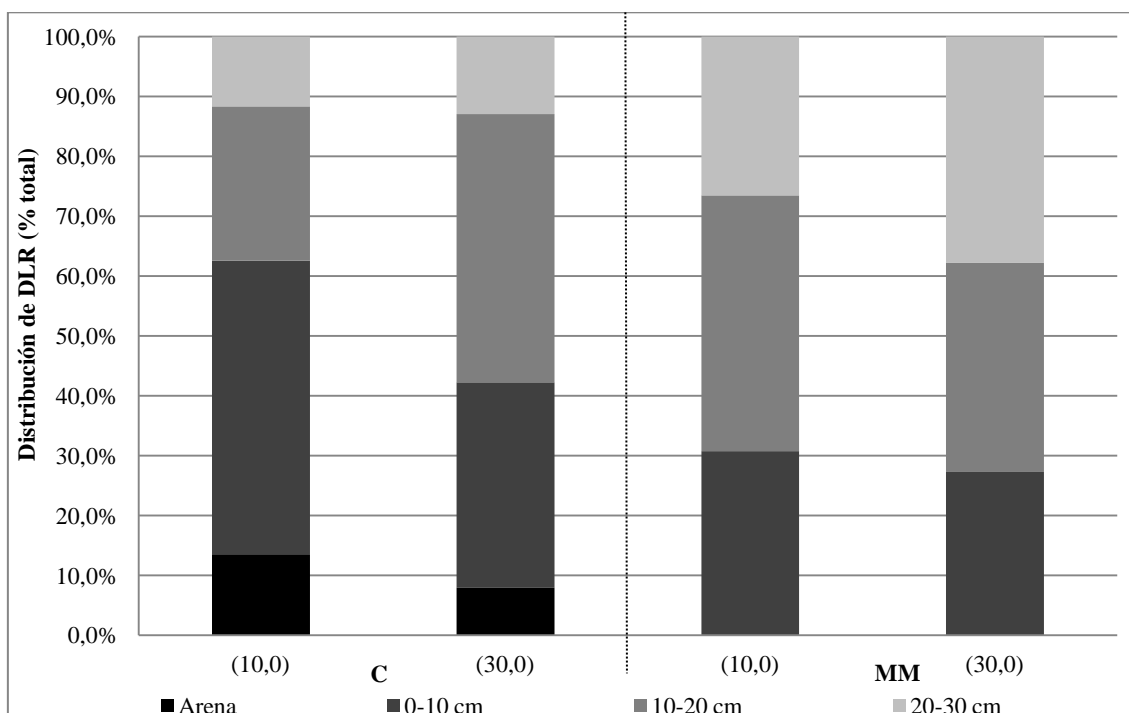


Figura 4.17. Distribución de densidad de longitud de raíz (DLR) por capa de suelo muestreada, en porcentaje, en las dos posiciones de muestreo (10 y 30 cm con respecto al gotero), en cada paquete de manejo (C y MM). MM: Manejo Modificado. C: Control.

En cuanto al diámetro medio de raíz (DMR, en mm), el total en todo el perfil fue significativamente mayor ($p < 0,05$) en el paquete de manejo MM ($0,47 \pm 0,02$) que en el paquete de manejo C ($0,41 \pm 0,01$).

En la Tabla 4.8 se muestra la abundancia de bacterias, hongos, ratio hongos/bacterias (H:B) y ADN extraído en dos profundidades (0-15 y 15-30 cm) en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), a 10 y 30 cm con respecto al gotero. En el paquete de manejo MM, a 10 cm del gotero, el aumento de abundancia de hongos, en comparación con el paquete C, fue de 738,10% en la zona superficial y 273,33% en la zona subsuperficial, mientras que el ADN extraído fue de 116,29% en la zona superficial y 31,83% en la zona subsuperficial. A 30 cm del gotero, el aumento de abundancia de hongos, en comparación con el paquete C, fue de 206,67% en la zona superficial y 414,29% en la zona subsuperficial, mientras que el ADN extraído fue de 100,00% en la zona superficial y 80,33% en la zona subsuperficial. El ratio hongos/bacterias fue mayor

significativamente ($p < 0,05$) también en el paquete de manejo MM en ambas profundidades, tanto a 10 cm como a 30 cm del gotero. En abundancia de bacterias no hubo diferencia significativa ($p < 0,05$) entre paquetes de manejo en ninguna de las dos profundidades y en ninguna de las dos distancias al gotero.

(A)	0-15 cm		15-30 cm	
	MM	C	MM	C
Bacterias ($\times 10^9$)	$1,55 \pm 0,77a$	$0,71 \pm 0,15a$	$0,38 \pm 0,05a$	$0,61 \pm 0,38a$
Hongos ($\times 10^9$)	$1,76 \pm 1,31a$	$0,21 \pm 0,18b$	$0,56 \pm 0,14a$	$0,15 \pm 0,09b$
H:B	$0,88 \pm 0,20a$	$0,33 \pm 0,30b$	$1,53 \pm 0,51a$	$0,36 \pm 0,34b$
Extracción ADN	$31,73 \pm 14,55a$	$14,67 \pm 2,21b$	$14,37 \pm 1,81a$	$10,90 \pm 1,47b$

(B)	0-15 cm		15-30 cm	
	MM	C	MM	C
Bacterias ($\times 10^9$)	$0,95 \pm 0,37a$	$0,69 \pm 0,28a$	$0,37 \pm 0,18a$	$0,26 \pm 0,07a$
Hongos ($\times 10^9$)	$0,46 \pm 0,19a$	$0,15 \pm 0,09b$	$0,36 \pm 0,21a$	$0,07 \pm 0,05b$
H:B	$0,47 \pm 0,07a$	$0,27 \pm 0,11b$	$0,81 \pm 0,25a$	$0,31 \pm 0,20b$
Extracción ADN	$25,20 \pm 7,50a$	$12,60 \pm 1,13b$	$11,00 \pm 3,94a$	$6,10 \pm 0,61b$

Tabla 4.8. Abundancia de bacterias ($\times 10^9$, expresada en número de copias de los genes del ARNr de la bacteria 16S por gramo de suelo), abundancia de hongos ($\times 10^9$, expresada en número de copias de los genes del ARNr de la bacteria ITS por gramo de suelo), ratio hongos/bacterias (H:B) y ADN extraído ($\mu\text{g g}^{-1}$ suelo seco), en cada profundidad de cada paquete de manejo (0-15 y 15-30 cm), y en las dos posiciones de muestreo: a 10 cm (A) y 30 cm (B) con respecto al gotero. Prueba realizada: U de Mann-Whitney. Letras diferentes señalan diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los paquetes de manejo en una misma profundidad. MM: Manejo Modificado. C: Control.

4.2. Efecto sobre la humedad volumétrica, temperatura y conductividad eléctrica de la solución del suelo en invernadero.

En la Figura 4.18 se representa la evolución temporal de los valores medios diarios de la humedad volumétrica (θ_v , $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) de las tres campañas de estudio, determinada mediante sensores FDR en ambos paquetes de manejo (MM y C), y en diferentes distancias del gotero hacia el pasillo y profundidades (sin contabilizar la capa de arena en el paquete C). En el paquete de manejo MM, los valores medios diarios de todos los sensores estuvieron lejanos a la humedad de saturación ($0,47 \text{ m}^3 \text{agua m}^{-3}$ suelo desde 0

a 15 cm de profundidad, y $0,46 \text{ cm}^3 \text{ agua cm}^{-3}$ suelo desde 15 a 30 cm). En el paquete de manejo C, todos los valores medios diarios de los sensores estuvieron más cercanos a humedad de saturación que en el paquete MM ($0,39 \text{ cm}^3 \text{ agua cm}^{-3}$ suelo desde 0 a 15 cm de profundidad, y $0,40 \text{ cm}^3 \text{ agua cm}^{-3}$ suelo desde 15 a 30 cm).

En el paquete de manejo MM, los sensores de las zonas superficiales presentaron curvas con menores oscilaciones que las mostradas por las curvas de los sensores de zonas más profundas, especialmente en el rango de distancia más cercano al gotero. Por otro lado, en el paquete de manejo C, en zonas superficiales hubo pocas oscilaciones, excepto al final de campaña en distancia próxima al gotero. En cuanto a las curvas comparadas entre paquetes de manejo, en la zona subsuperficial las oscilaciones fueron mayores en el paquete MM, mientras que en la zona superficial fue en el paquete C, especialmente en el rango de distancia 0-15 cm con respecto al gotero.

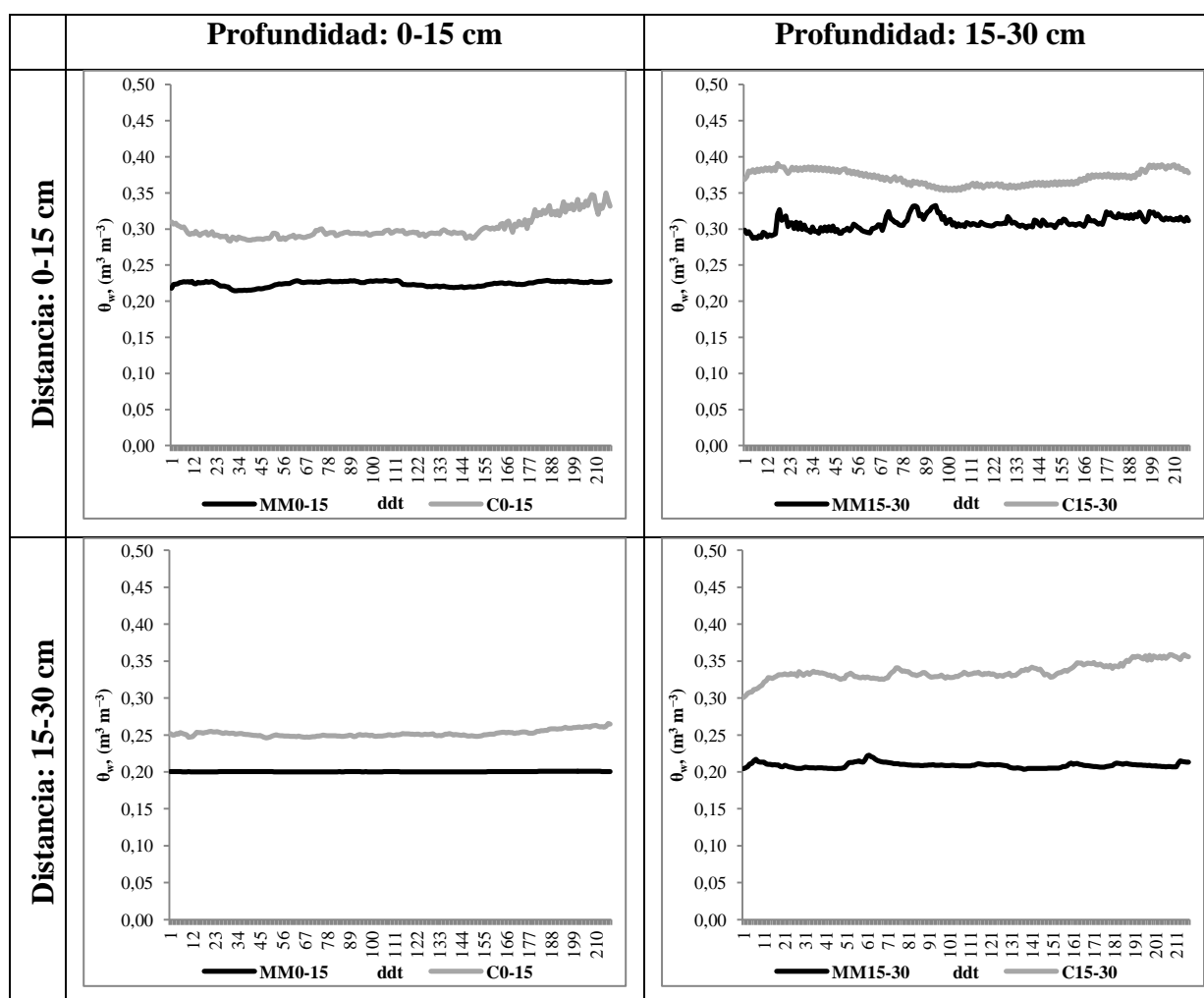
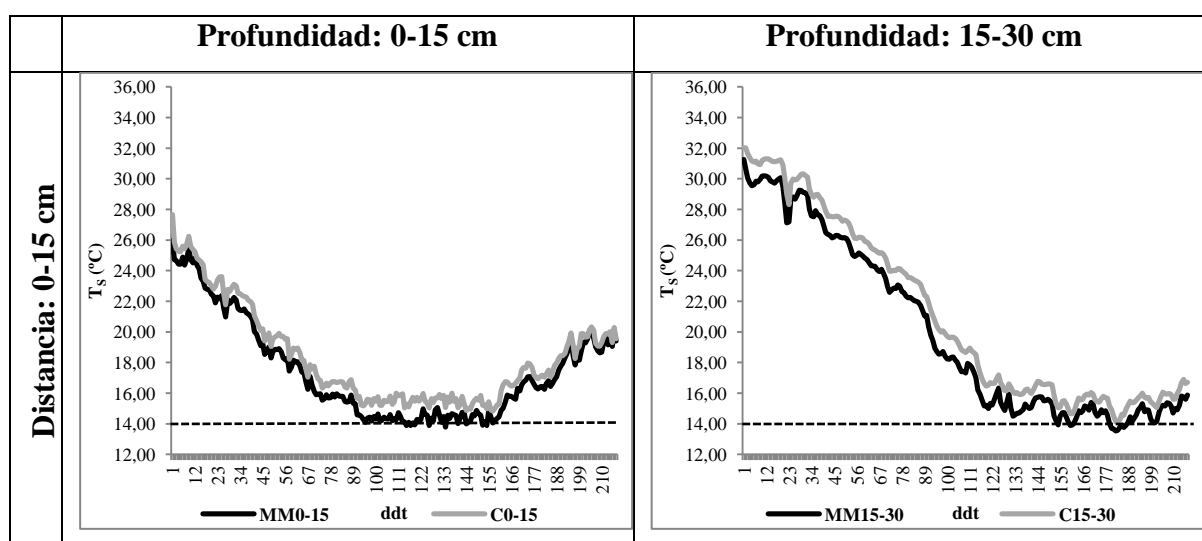


Figura 4.18. Evolución temporal de los valores medios diarios de la humedad volumétrica ($\theta_v, \text{m}^3 \text{ m}^{-3}$) después del trasplante (ddt) en las profundidades 0-15 y 15-30

cm ambos paquetes de manejo (MM y C), en dos rangos de distancias del gotero 0-15 y 15-30 cm hacia el pasillo. En el paquete C no se tuvo en cuenta la capa de arena (10 cm) para la determinación de la profundidad. La desviación estándar no se ha representado debido a la similitud en la programación de riegos en cada paquete en las tres campañas de estudio. MM: Manejo Modificado y C: Control

En la Figura 4.19 se representa la evolución temporal de los valores medios diarios de la temperatura (T_s , °C) de las tres campañas de estudio, determinada mediante sensores FDR y termopares en ambos paquetes de manejo (MM y C), y en diferentes distancias del gotero hacia el pasillo y profundidades (sin contabilizar la capa de arena en el paquete C). En los primeros 15 cm de distancia con respecto al gotero, T_s medias diarias fueron mayores en el suelo del paquete de manejo C; en la zona superficial, estas diferencias fueron mayores en los meses en los que se alcanzaron las medias más bajas en cada paquete de manejo, mientras que en la zona más profunda (15-30 cm), la diferencia media entre paquetes de manejo fue relativamente estable desde el inicio de la campaña (1,1 °C). Una vez transcurridos los meses fríos, el aumento de T_s fue más inmediato en la zona superficial en cada paquete de manejo. En cuanto en zonas más alejadas del gotero (15-30 cm de distancia), las diferencias de T_s medias diarias en horizontes superficiales fueron patentes en meses fríos, al igual que ocurrió en zonas más cercanas al gotero y de influencia del bulbo húmedo; en horizontes más profundos, la diferencia media entre paquetes de manejo fue relativamente estable desde el inicio de la campaña (1,0 °C), al igual que en zonas más cercanas al gotero.



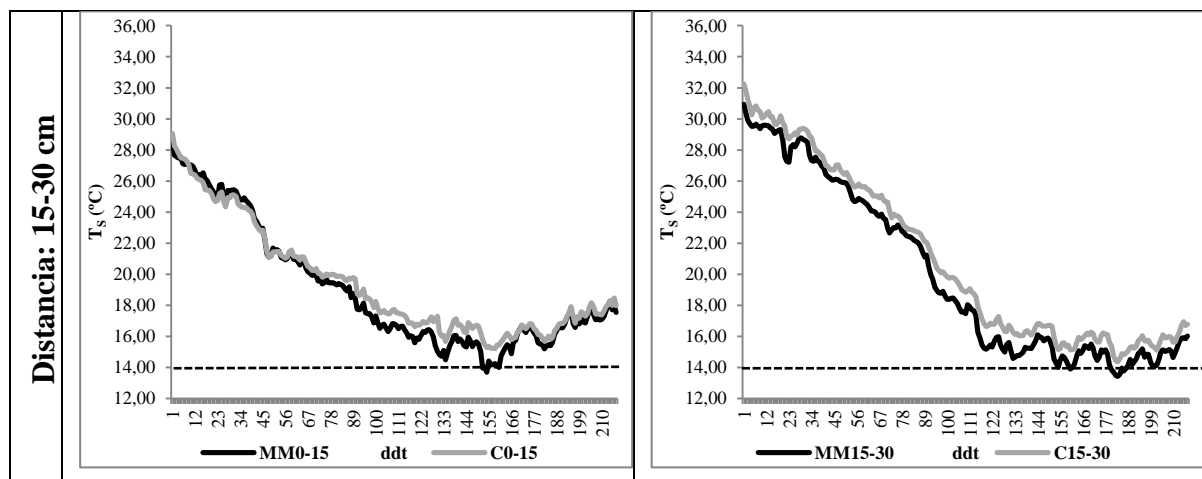


Figura 4.19. Evolución temporal de los valores medios diarios de la temperatura (T_s , °C) después del trasplante (ddt) en las profundidades 0-15 y 15-30 cm ambos paquetes de manejo (MM y C), en dos rangos de distancias del gotero 0-15 y 15-30 cm hacia el pasillo. En el paquete C no se tuvo en cuenta la capa de arena (10 cm) para la determinación de la profundidad. La desviación estándar no se ha representado debido a la similitud de riegos en las tres campañas en cada paquete. La línea discontinua horizontal señala la temperatura mínima deseable en suelo para cultivos de pimiento en invernadero (14°C) (Nisen et al., 1988). MM: Manejo Modificado y C: Control

En la Figura 4.20 se muestra la conductividad eléctrica de la solución del suelo extraída con sondas de succión ($CE_{ss}Son$, en $dS\ m^{-1}$), en cada paquete de manejo (MM y C), a lo largo de las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). Los valores medios de $CE_{ss}Son$ fueron superiores significativamente ($p < 0,05$) en el paquete de manejo MM en la primera campaña y al inicio de las dos campañas siguientes. En este paquete de manejo, los valores medios de $CE_{ss}Son$ más altos en cada campaña se detectaron al inicio, con la reciente incorporación de las enmiendas orgánicas, especialmente en la primera campaña, y fueron disminuyendo progresivamente con el transcurso de la campaña; en cambio, en el paquete de manejo C, fueron aumentando progresivamente desde el inicio en cada campaña, a medida que iba modificándose la solución nutritiva aportada.

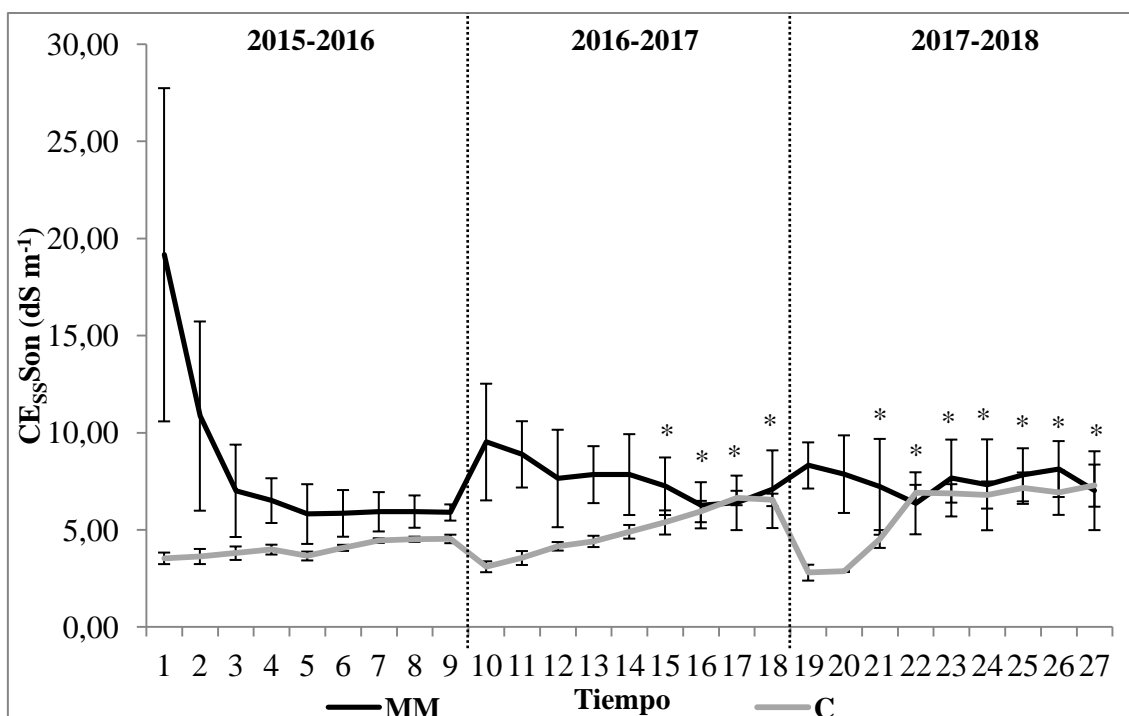


Figura 4.20. Conductividad eléctrica de la solución del suelo extraída con sondas de succión ($CE_{ss}Son$, en $dS\ m^{-1}$), en cada paquete de manejo (MM y C), a lo largo de las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). Prueba realizada: U de Mann-Whitney. Las barras de error representan la desviación estándar. El asterisco (*) representa la ausencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre ambos paquetes de manejo en el mes correspondiente. Las líneas discontinuas verticales indican el comienzo de la campaña de cultivo y la incorporación de enmiendas orgánicas. MM: Manejo Modificado. C: Control.

4.3. Efecto de la aplicación de los paquetes de manejo sobre aguas subterráneas y sobre el ambiente del invernadero

4.3.1. Efecto sobre drenajes en dos paquetes de manejo en invernadero

4.3.1.1. Agua drenada

En la Figura 4.21 se muestra el volumen de agua drenada acumulada ($L\ m^{-2}$) en cada uno de los dos paquetes de manejo a lo largo de las tres campañas de estudio, junto con el volumen de agua aportada acumulada. El volumen de agua drenada acumulada fue mayor en el paquete de manejo C en cada una de las tres campañas, así como el volumen de agua aportada acumulada.

En el caso del paquete MM, en la primera campaña hubo un aumento en el volumen de drenajes en los primeros meses de campaña, como consecuencia de las acciones necesarias para minimizar el incremento excesivo de la conductividad eléctrica de la solución del suelo. A partir de entonces, y hasta final de dicha campaña, disminuyó el volumen drenado. Por este motivo, la primera campaña fue en la que hubo menor diferencia de agua drenada acumulada ($21,04 \text{ L m}^{-2}$). La segunda campaña fue en la que la diferencia entre paquetes de manejo fue mayor ($73,11 \text{ L m}^{-2}$). En el paquete C hubo drenajes todos los meses de todas las campañas, mientras que en el paquete MM no se generaron drenajes a finales de la segunda y tercera campaña.

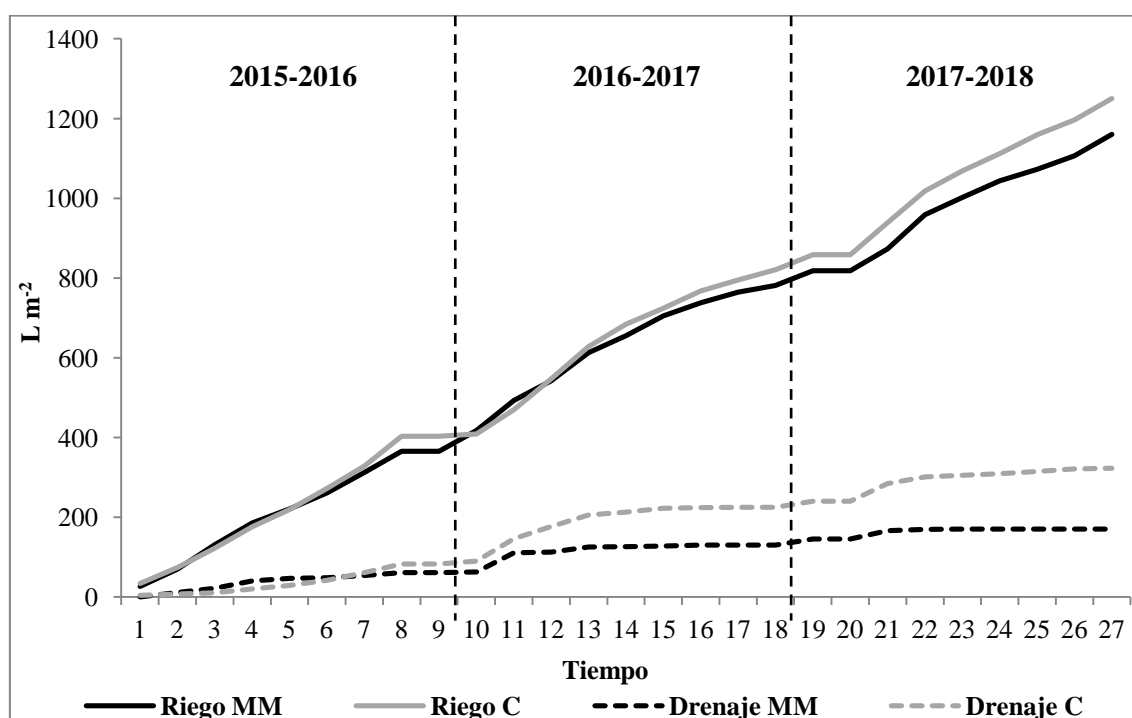


Figura 4.21. Volumen de agua drenada acumulada (L m^{-2}) mensual, junto al volumen aportado, a lo largo de las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018) en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), desde la fecha de trasplante. Las líneas discontinuas verticales indican el comienzo de la campaña de cultivo. MM: Manejo Modificado. C: Control.

El porcentaje de volumen de agua drenada acumulada en función de la aportada, al final de las tres campañas de estudio, fue mayor en el paquete de manejo C. Así, en el paquete C fue 25,83%, mientras que en el paquete MM fue 14,65%.

4.3.1.2. Nitratos drenados

En la Figura 4.22 se muestran las cantidades de nitratos drenados acumulados (g N m^{-2}) en cada uno de los dos paquetes de manejo a lo largo de las tres campañas de estudio. La curva en el paquete de manejo MM presentó la pendiente máxima al inicio en cada una de las campañas, y luego fue casi nula, debido a la disminución del volumen de agua drenada, como así muestra la disminución paulatina de la concentración de nitratos en drenajes (Figura 4.23). En cambio, en el paquete de manejo C, que desde el inicio hasta el final de las campañas presentó una tendencia de nitratos drenados creciente (excepto en la segunda campaña parcialmente), tuvo un aumento considerable en los primeros meses, especialmente en la segunda y tercera campaña. En esta segunda y tercera campaña la cantidad de nitratos perdidos fue mayor en el paquete C, mientras que en la primera fue mayor en el paquete MM debido a la cantidad lixiviada al inicio.

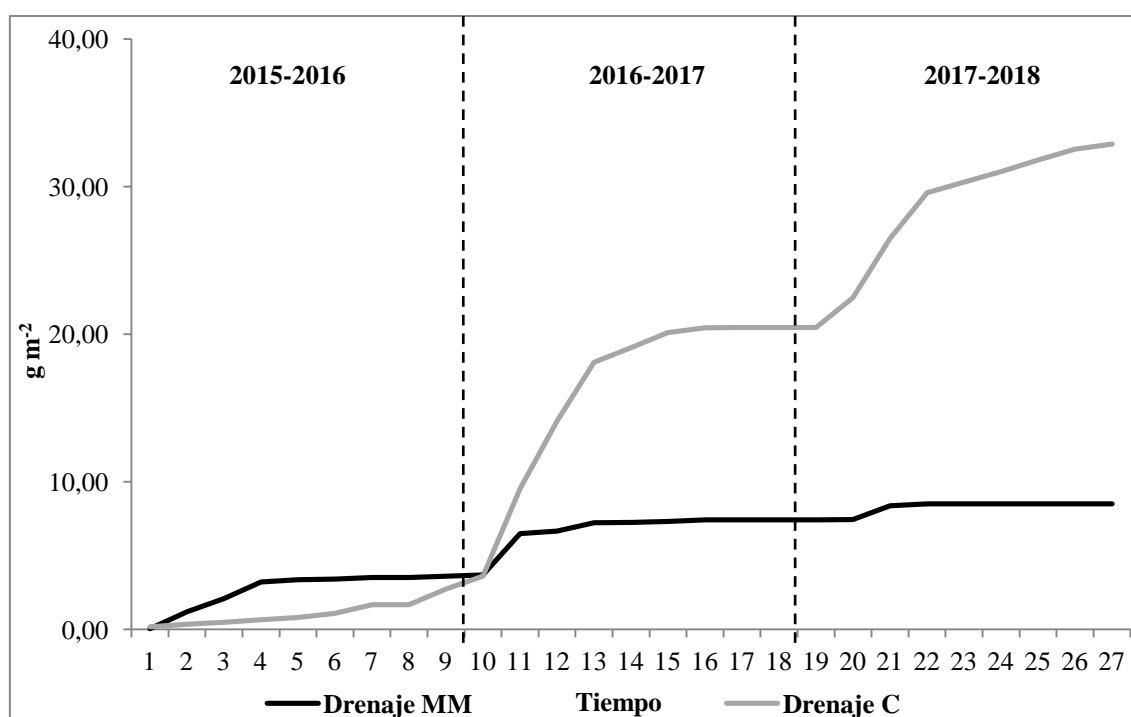


Figura 4.22. Nitratos drenados acumulados (g N m^{-2}) mensual, a lo largo de las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018) en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), desde la fecha de trasplante. Las líneas discontinuas verticales indican el comienzo de la campaña de cultivo. Los datos mensuales acumulados mostrados proceden del promedio mensual de nitratos drenados de los dos lisímetros de cada invernadero. MM: Manejo Modificado. C: Control.

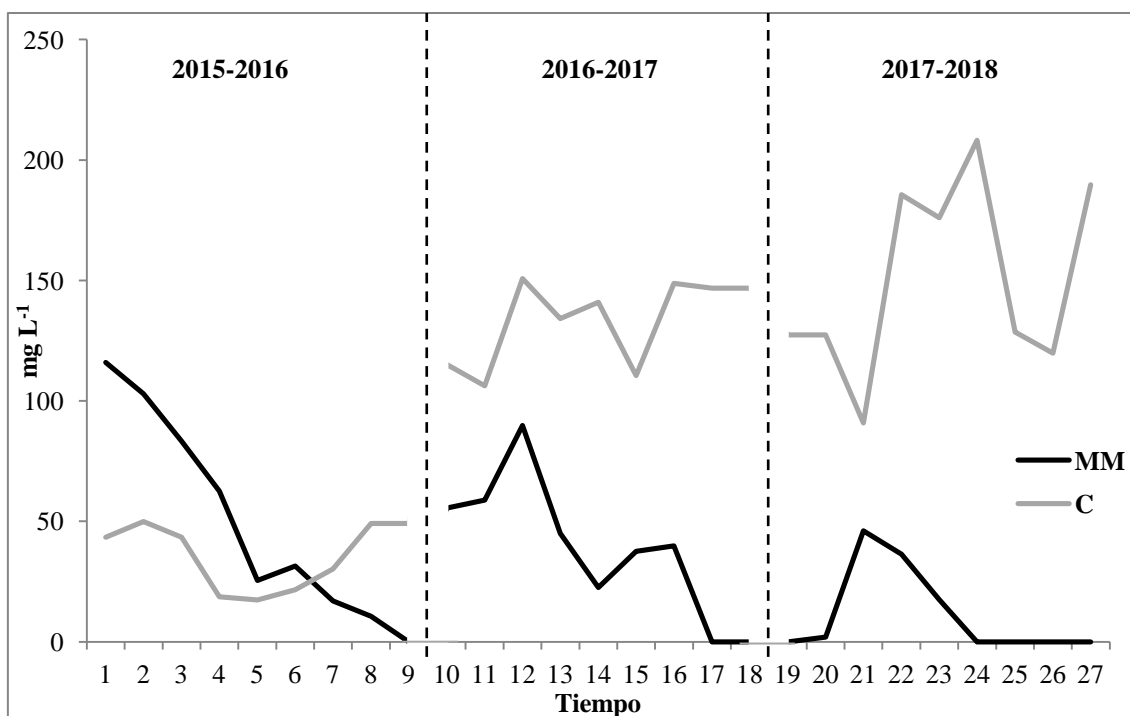


Figura 4.23. Concentración de nitratos en lixiviados (mg L^{-1}) mensual, en las tres campañas de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018), y en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), desde la fecha de trasplante. Las líneas discontinuas verticales indican el comienzo de la campaña de cultivo. MM: Manejo Modificado. C: Control.

4.3.2. Efecto del paquete de manejo de suelo modificado sobre el ambiente interior del invernadero

Las temperaturas medias, mínimas y máximas diarias, y las diferencias de temperaturas medias, mínimas y máximas diarias entre los invernaderos en los que se aplicaron los paquetes de manejo C y MM, se representan en la Figura 4.24, tres campañas antes y tres después de la primera modificación del perfil (agosto 2012 - julio 2015 y agosto 2015 - abril 2018, respectivamente). Una vez iniciado el estudio, las temperaturas medias diarias oscilaron entre $9,01^{\circ}\text{C}$ y $35,80^{\circ}\text{C}$ en el invernadero del paquete C, y $8,85^{\circ}\text{C}$ y $38,33^{\circ}\text{C}$ en el invernadero del paquete MM. En este sentido, las temperaturas sufrieron más fluctuaciones en el paquete de manejo MM. Las temperaturas medias diarias fueron más altas en el invernadero en el que se llevó a cabo el paquete de manejo MM antes del inicio del estudio, y a partir de la modificación inicial las diferencias disminuyeron entre ambos invernaderos; en cambio, en el invernadero del paquete de manejo MM, tras el inicio del estudio se alcanzaron temperaturas medias diarias más altas en meses de invierno que en inviernos anteriores a julio de 2015. El

comportamiento de las temperaturas mínimas fue similar a las medias, de forma que tras la modificación las diferencias disminuyeron entre paquetes de manejo; en el paquete de manejo MM, se pudieron alcanzar temperaturas mínimas más altas que en el paquete C en los meses de invierno. En cuanto a las temperaturas máximas, las diferencias fueron superiores; en este caso, las temperaturas fueron más altas generalmente en el paquete de manejo MM, tanto antes como después del inicio del estudio.

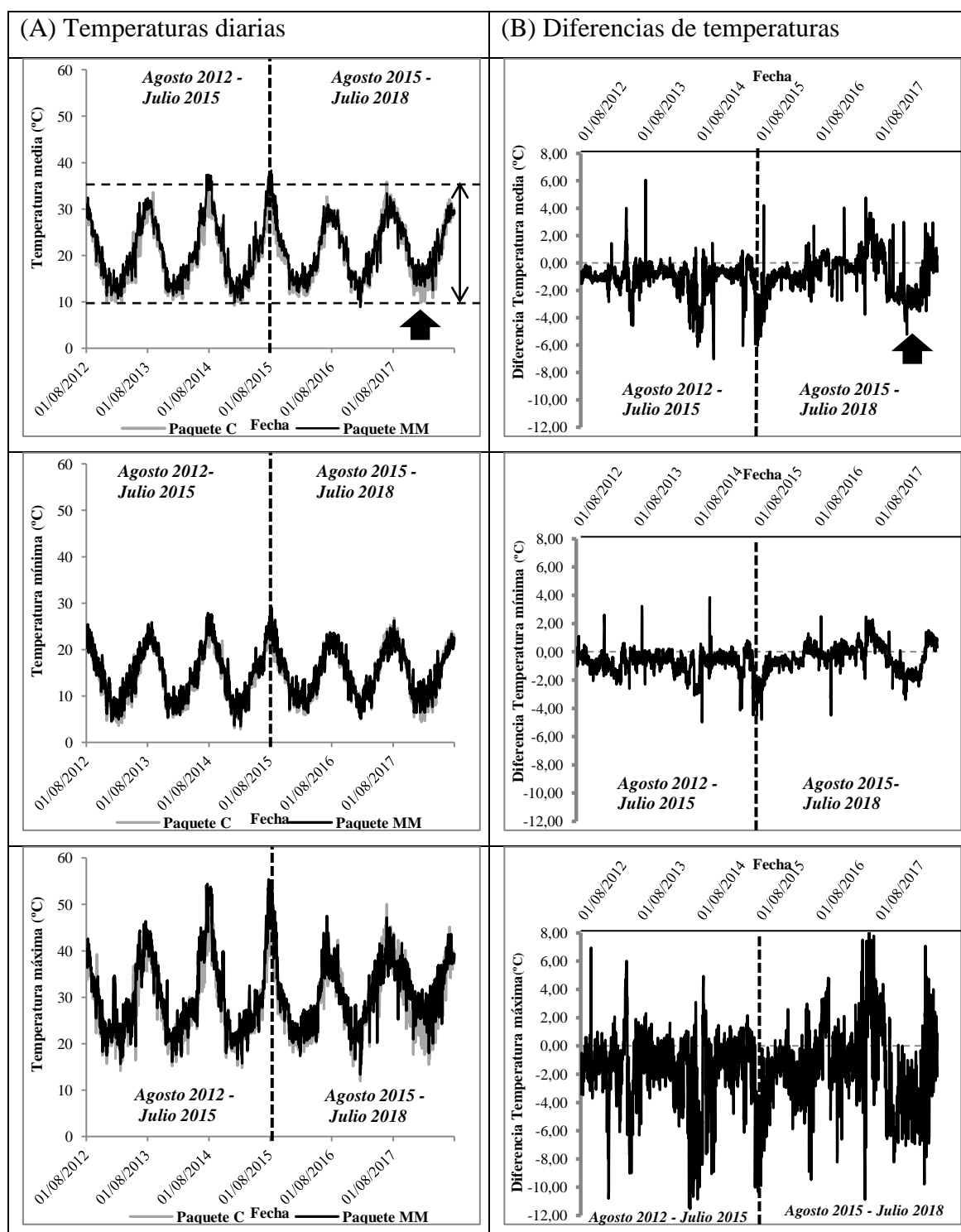
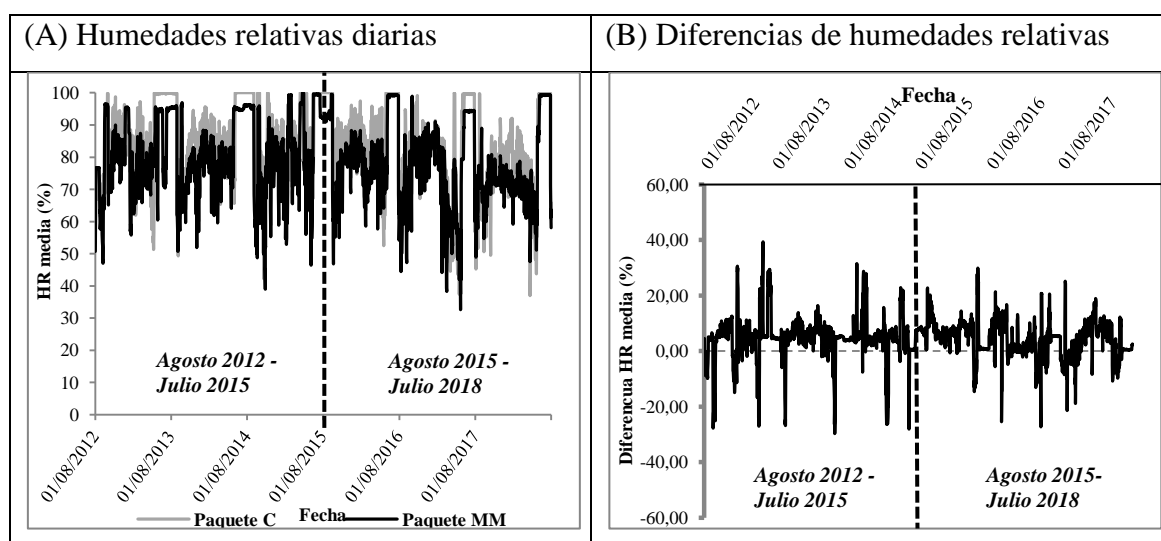


Figura 4.24. (A) Temperaturas medias, mínimas y máximas diarias en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), y (B) diferencia de temperaturas medias, mínimas y máximas entre ambos paquetes de manejo (paquete C - paquete MM), antes y después del inicio del estudio (agosto 2012 - julio 2015, y agosto 2015 - julio 2018). En el gráfico de temperatura media, las líneas discontinuas horizontales señalan el rango de temperatura media ambiental deseable para cultivo de pimiento en invernadero (10°-35°C) (Reche, 2010).

Las humedades relativas medias, mínimas y máximas diarias, y las diferencias de humedades relativas medias, mínimas y máximas diarias entre los invernaderos en los que se aplicaron los paquetes de manejo C y MM se representan en la Figura 4.25, tres campañas antes y tres después de la primera modificación del perfil (agosto 2012 - julio 2015 y agosto 2015 - abril 2018, respectivamente). Las humedades relativas medias diarias oscilaron, una vez iniciado el estudio, entre 29,55% y 100% en el caso del paquete C, y entre 29,84% y 100% en el caso del paquete MM. Las humedades relativas medias, mínimas y máximas diarias fueron mayores en el paquete de manejo C durante gran parte de las campañas, tanto antes como después del inicio del estudio.



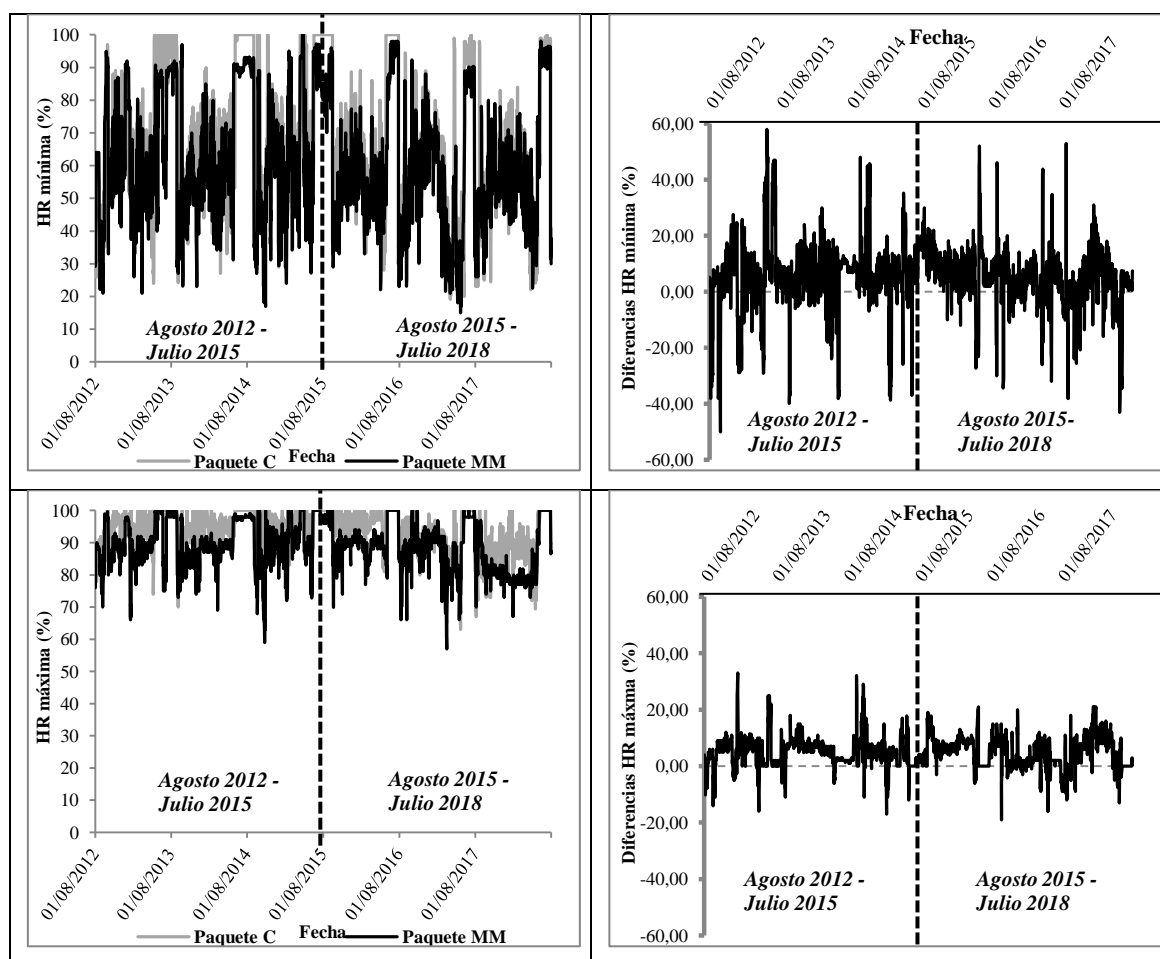


Figura 4.25. (A) Humedades relativas medias, máximas y mínimas diarias en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C), y (B) diferencias de humedades relativas, mínimas y máximas entre ambos paquetes de manejo (paquete C - paquete MM), antes y después del inicio del estudio (agosto 2012 - julio 2015, y agosto 2015 - julio 2018). HR: Humedad Relativa.

En la Figura 4.26 se muestra el porcentaje de días, antes y después del comienzo del estudio, en el que se alcanzaron las humedades relativas máximas diarias (%), clasificadas por intervalos. En el invernadero en el que se aplicó el paquete de manejo C, el porcentaje de días en el que se alcanzaron humedades relativas superiores a 90% fue mayor al invernadero correspondiente al paquete de manejo MM, tanto en las tres campañas de estudio como en las tres anteriores. En el tiempo que duró el estudio, las humedades relativas oscilaron sobre todo entre el 90 y el 100% en el paquete C, rango en el que el riesgo de infecciones fúngicas es más alto, mientras que en el paquete MM lo hicieron entre el 80 y el 90%.

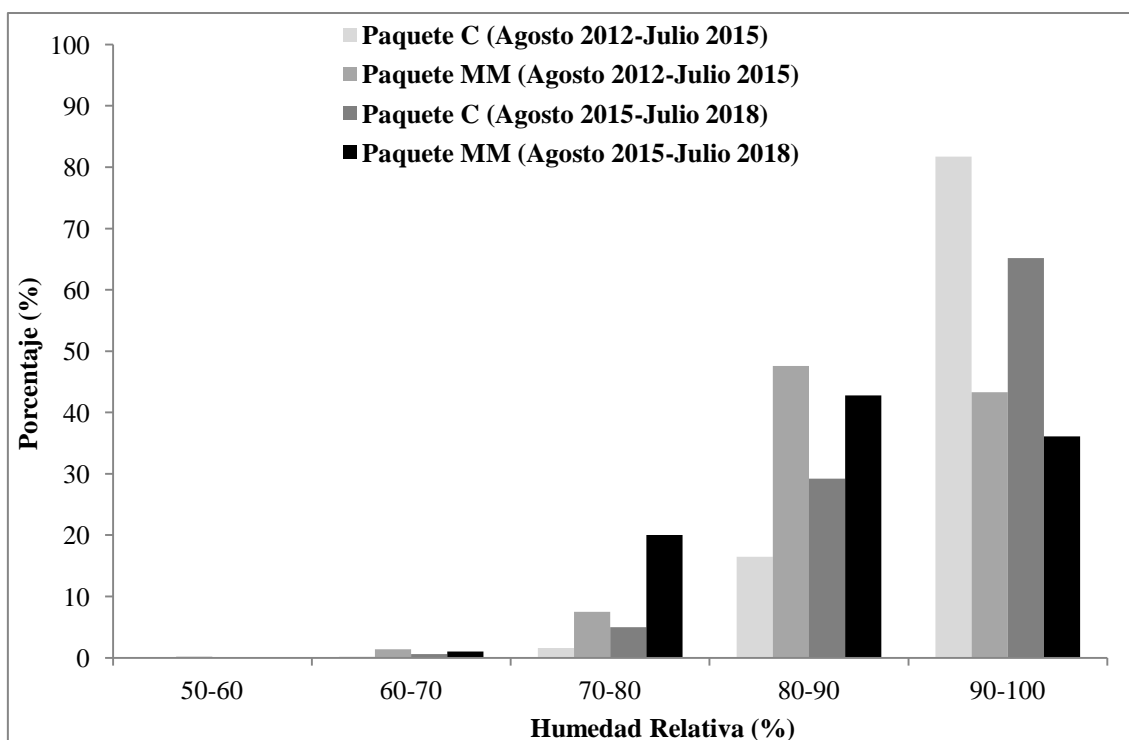


Figura 4.26. Porcentaje de días, antes y después del comienzo del estudio (Agosto 2012-Julio 2015 y Agosto 2015 y Julio 2018), en el que se alcanzaron las humedades relativas máximas diarias (%), clasificadas por intervalos (50-60, 60-70, 70-80, 80-90 y 90-100). En ningún invernadero se detectaron humedades relativas máximas diarias <50%.

4.4. Efecto de la aplicación de los paquetes de manejo sobre el cultivo

4.4.1 Savia

La concentración de nitratos ($[\text{NO}_3^-]$) y potasio ($[\text{K}^+]$) tras los análisis de savia, realizados a modo de control nutricional del cultivo en ambos invernaderos en diferentes días después de trasplante (50, 100, 150 y 200 ddt), se muestran en la Figura 4.27. Las plantas en el paquete de manejo C tuvieron valores significativamente ($p < 0,05$) más altos de $[\text{NO}_3^-]$ en savia en las tres campañas de cultivo, excepto en 50 ddt en las dos primeras campañas; en cuanto a $[\text{K}^+]$ en savia, no hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) entre paquetes de manejo, excepto al final de la tercera campaña, que fue superior en el paquete C. En el paquete de manejo C, $[\text{NO}_3^-]$ en savia tuvo tendencia a aumentar su valor medio desde el inicio de la campaña, mientras que en el paquete de manejo MM alcanzó su valor medio máximo 50 ddt (valor entre 3000 y 3500 mg L^{-1}), con una posterior tendencia decreciente conforme el cultivo fue creciendo y desarrollando biomasa. Los valores medios de $[\text{NO}_3^-]$ y $[\text{K}^+]$ en savia en ambos

paquetes de manejo fueron superiores a los valores máximos de suficiencia en cultivo de pimiento dulce establecidos: 1500 mg L⁻¹ para [NO₃⁻] (Peña-Fleitas, 2016) y 3500 mg L⁻¹ para [K⁺] (Hochmuth et al., 1991).

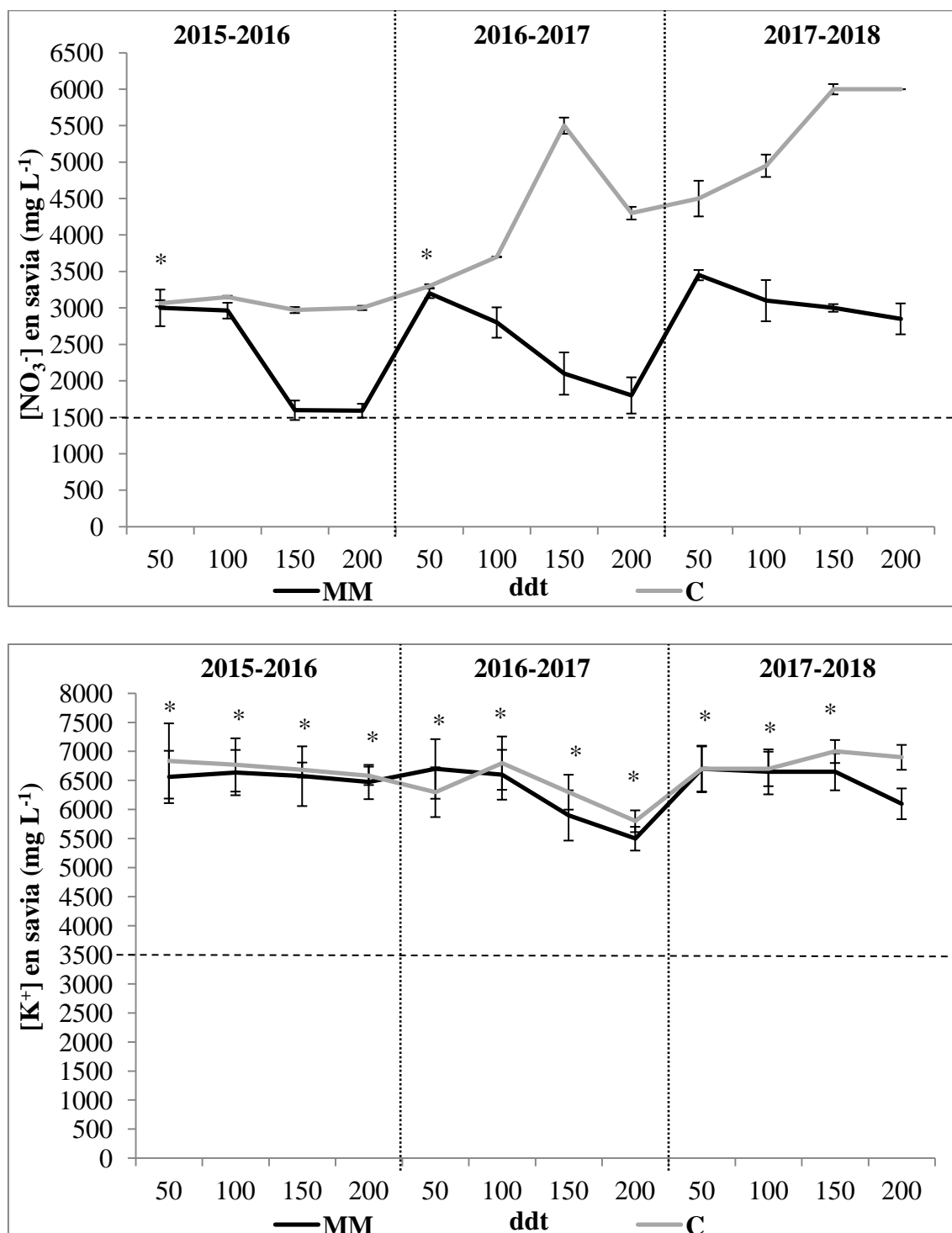


Figura 4.27. Valores medios de concentración de NO₃⁻ - N y K⁺ en savia (mg L⁻¹) tras 50, 100, 150 y 200 días después del trasplante (ddt) en cada campaña de estudio (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018), y en cada paquete de manejo (C y MM). Prueba

realizada: U de Mann-Whitney. Las barras de error representan la desviación estándar. El asterisco (*) representa la ausencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre ambos paquetes de manejo en el mes correspondiente. Las líneas discontinuas verticales indican el comienzo de la campaña de cultivo y la incorporación de enmiendas orgánicas. Las líneas punteadas horizontales indican los valores de suficiencia de $[\text{NO}_3^-]$ (1500 mg L^{-1}) y $[\text{K}^+]$ (3500 mg L^{-1}) en savia en cultivo de pimiento dulce establecidos por Peña-Fleitas (2016) y Hochmuth et al. (1991), respectivamente. MM: Manejo Modificado y C: Control.

4.4.2. Producción

La Tabla 4.9 muestra la producción de categoría 1, categoría 2 y total, así como el destrío, de cada paquete de manejo en cada una de las tres campañas.

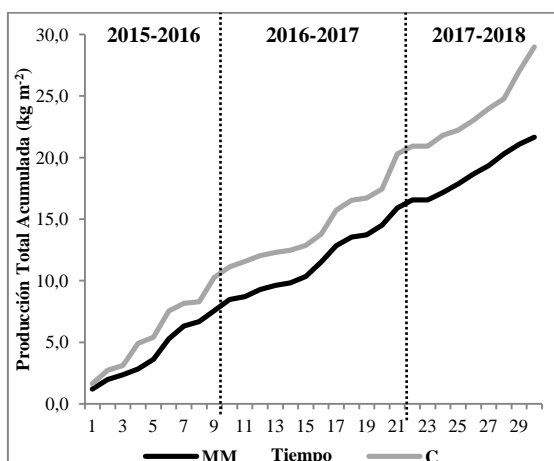
Producción (kg m^{-2})	Campaña	Paquete de manejo	
		C	MM
Categoría 1	2015-2016	$5,48 \pm 1,23a$	$4,80 \pm 0,95a$
	2016-2017	$3,75 \pm 0,66a$	$4,30 \pm 0,35a$
	2017-2018	$4,60 \pm 0,44a$	$3,24 \pm 0,47b$
Categoría 2	2015-2016	$3,18 \pm 1,16a$	$2,05 \pm 0,35a$
	2016-2017	$4,33 \pm 0,67a$	$3,22 \pm 0,45a$
	2017-2018	$3,43 \pm 0,38a$	$1,91 \pm 0,43b$
Destrío	2015-2016	$1,60 \pm 0,32a$	$0,72 \pm 0,29b$
	2016-2017	$1,97 \pm 0,53a$	$0,85 \pm 0,29b$
	2017-2018	$0,64 \pm 0,28a$	$0,61 \pm 0,16a$
Total	2015-2016	$10,26 \pm 0,60a$	$7,57 \pm 0,62b$
	2016-2017	$10,05 \pm 0,93a$	$8,34 \pm 0,23b$
	2017-2018	$8,66 \pm 0,40a$	$5,76 \pm 0,56b$

Tabla 4.9. Producción media (kg m^{-2}) de categoría 1, 2, total, y destrío en cada una de las tres campañas en ambos paquetes de manejo (MM y C). Valores medios \pm desviación estándar ($n=4$). Prueba realizada: U de Mann-Whitney. Letras diferentes señalan diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los paquetes de manejo por campaña y categoría. MM: Manejo Modificado. C: Control.

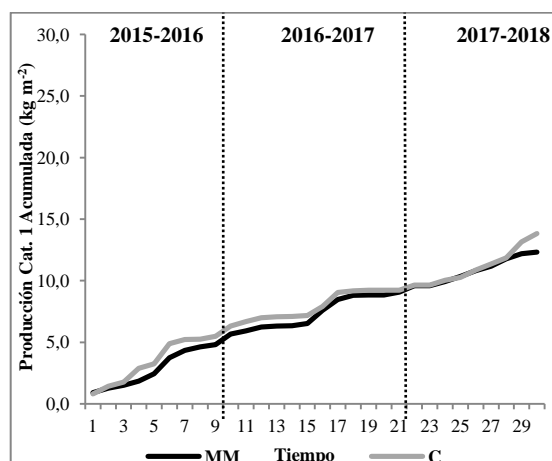
La producción total fue significativamente ($p < 0,05$) superior en el paquete de manejo C en cada una de las tres campañas. Los destríos también fueron significativamente ($p < 0,05$) más altos en el paquete C, excepto en la tercera campaña (2017-2018). En cambio, no hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) en las producciones de categorías 1 y 2 entre paquetes de manejo, excepto en la tercera campaña, en la que ambas producciones fueron significativamente ($p < 0,05$) más altas en el paquete C.

En la Figura 4.28 se representa la evolución acumulada de las producciones de categoría 1, 2 y total, así como destrío, a lo largo de las tres campañas. En la tercera campaña (2017-2018), las principales diferencias se produjeron casi en su totalidad en la parte final, en particular en las dos últimas recolecciones, cuando la producción en el paquete C aumentó considerablemente.

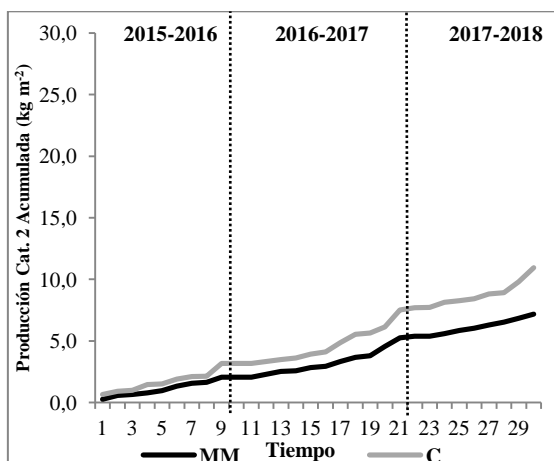
(A)



(B)



(C)



(D)

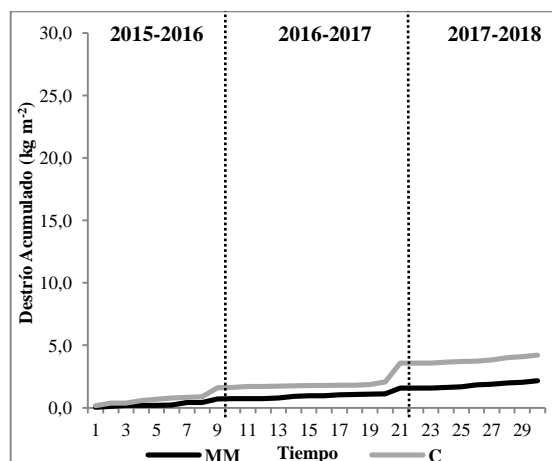


Figura 4.28. Evolución acumulada de las producciones totales (A), de categoría 1 (B), de categoría 2 (C) y destrío (D), en los dos paquetes de manejo (MM y C), durante las tres campañas de cultivo (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018). El valor mensual, posteriormente acumulado, procede de la media de las cuatro líneas de cultivo seleccionadas.

En la Figura 4.29 se muestra el porcentaje (%) de producción de categoría 1 y categoría 2, y destrío, en función de la producción total a final de campaña en cada uno de los

paquetes de manejo. El porcentaje de producción de categoría 1 fue mayor en el paquete de manejo MM que en el paquete C las tres campañas. En cambio, en cuanto al porcentaje de producción de categoría 2, en el paquete C fue mayor en las tres campañas. El porcentaje de producción de categoría 1 y 2 (producción comercial) fue mayor en las dos primeras campañas en el paquete de manejo MM, mientras que en la tercera fue mayor en el paquete de manejo C debido al considerable incremento de producción en la parte final de la campaña. Por último, el porcentaje de destrío fue mayor la primera y segunda campaña en el paquete de manejo C, mientras que la tercera campaña fue mayor en el paquete de manejo MM; en este sentido, en el paquete C la primera campaña alcanzó el 15,61% y la segunda 19,63%, mientras que en el paquete MM alcanzó el 9,49% y 10,21%, respectivamente.

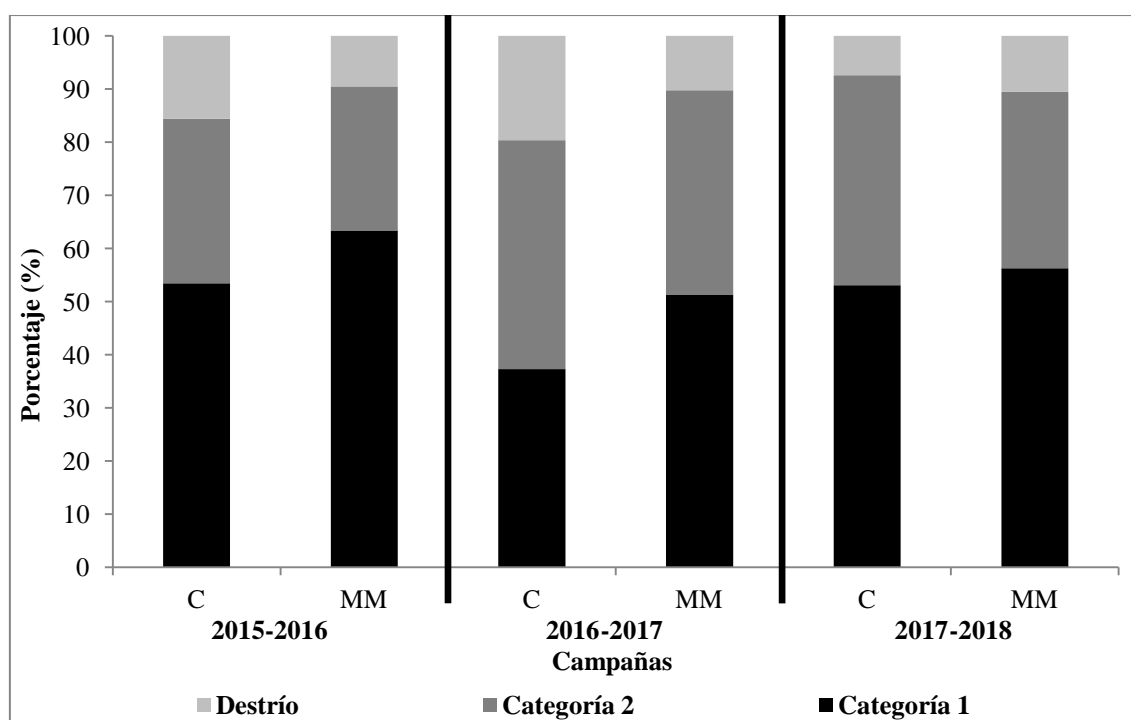


Figura 4.29. Porcentajes (%) de producción de categoría 1, categoría 2 y destrío, en función de la producción total, en cada uno de los paquetes de manejo (MM y C) por campaña. MM: Manejo Modificado y C: Control.

En el paquete MM, el porcentaje de categoría 2 y de destrío en función de la producción de categoría 1 en las tres campañas en conjunto fue 79% y 30%, respectivamente, mientras que el porcentaje de destrío en función de la producción comercial fue 17%; en el paquete C, el porcentaje de categoría 2 y de destrío en función de la producción de

categoría 1 fue 58% y 18%, respectivamente, mientras que el porcentaje de destrío en función de la producción comercial fue 11%.

CAPÍTULO 5.

DISCUSIÓN

5.1. Efecto de la aplicación de los paquetes de manejo sobre los indicadores de calidad del suelo

La aplicación de fertilizantes orgánicos y restos de cosecha, junto al aporte de enmienda inorgánica y laboreo del suelo, modifica las propiedades físicas del suelo en invernadero en los primeros 30 cm del suelo, como es de esperar. El efecto inmediato del laboreo y la aplicación de enmiendas orgánicas e inorgánicas incrementa el tamaño medio de las partículas y la porosidad total, desde un 38% a un 48% en el horizonte superficial, y un 43% a un 46% en el horizonte subsuperficial, y disminuye la compactación del suelo a niveles por debajo de los cuales el crecimiento radicular podría verse afectado negativamente en estos suelos (densidad aparente $<1,4 \text{ g cm}^{-3}$ suelo), según los valores establecidos por Reynolds et al. (2007) y Rivera et al. (2019). Proporcionalmente, es el volumen de poros de mayor tamaño el que se ve afectado por los cambios realizados como consecuencia de la aplicación del paquete de manejo modificado (MM), incrementándose en los primeros 30 cm, lo que se traduce en una reducción de la capacidad de retención de agua disponible para plantas (CRAD), que se mantiene tres años después, una vez finalizado el estudio; al mismo tiempo, dado que estos poros participan en la transmisión del agua en el suelo, se mejora la infiltración y aumenta el espacio poroso vacío, permitiendo una mejor aireación del suelo, lo que parece mejorar las condiciones para el crecimiento radicular (Pagliai y Vignozzi, 2002). Cambios similares de propiedades físicas en suelo de invernadero tras laboreo y aporte de fertilizantes orgánicos fueron observados también por Xu et al. (2019), que relacionan la macroporosidad del suelo con un mayor rendimiento de cultivos hortícolas en invernadero. Las mejoras realizadas en la estabilidad de agregados tras el aporte de carbono orgánico son aspectos positivos en términos de productividad y fertilidad (Hernández et al., 2016; Xin et al., 2016).

Estas modificaciones en las propiedades del suelo, con la disminución de compactación y el aporte de carbono orgánico del suelo, permite una mejor distribución de agua y nutrientes en el suelo (Guaman et al., 2016), y contenidos de humedad lejanos a saturación durante toda la campaña, sobre todo en zona subsuperficial; de ese modo, la densidad de longitud de raíz (DLR) y el diámetro medio de raíz (DMR) incrementan y desarrollan una mejor distribución para colonizar mayor volumen de suelo y adquirir recursos para el cultivo diferentes a los aportados en el fertirriego a través del gotero

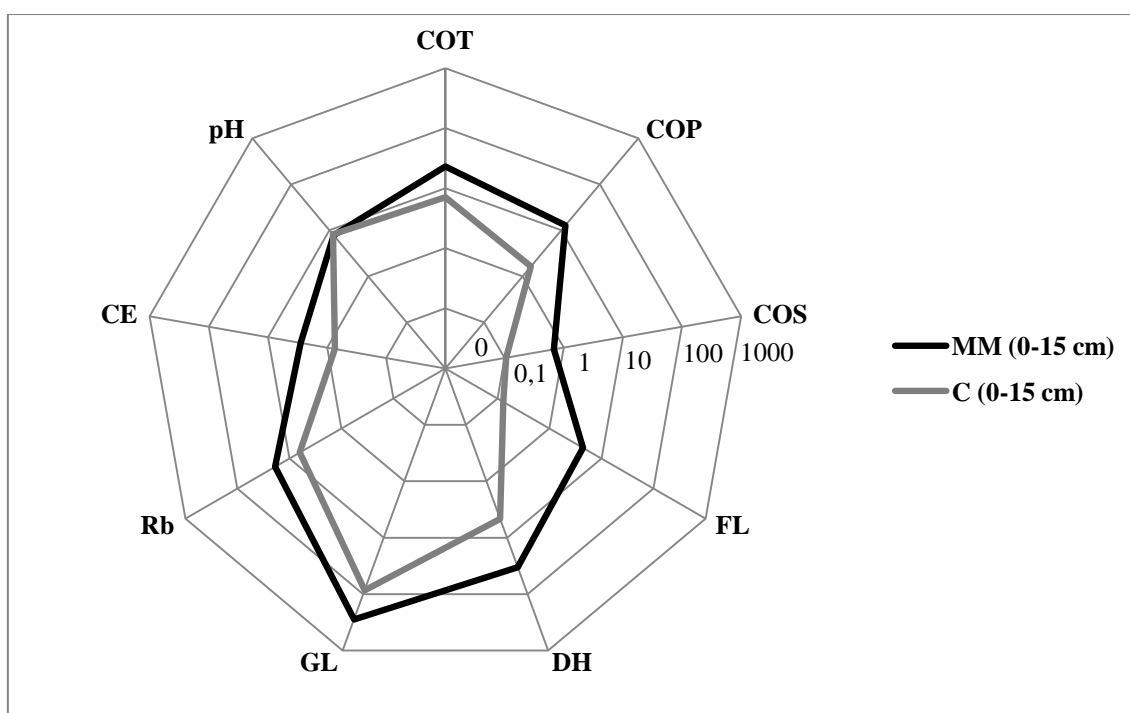
(Jin et al., 2017; Colombi et al., 2018). Una mejor distribución, además, que se refleja con mayor emisión de CO₂ en mitad del pasillo, y una menor disminución en esta zona en comparación con zonas próximas al gotero.

En cuanto al paquete de manejo convencional (C), tres años después del comienzo del estudio incrementa el valor medio de densidad aparente, alcanzando valores muy próximos a 1,6 g cm⁻³ suelo, por encima de los cuales los problemas de compactación son severos (Rivera et al., 2019). Si bien al final del estudio CRAD y capacidad de campo (θ_{CC}) son mayores en este paquete de manejo, casi la totalidad de sus poros son de almacenamiento, residuales y enlazantes, tiene una baja infiltración, y una capacidad de permitir flujos de aire muy baja, de forma que el crecimiento radicular se vea limitado y concentrándose la mayor parte en zonas superficiales, e incluso una parte de la DLR en el acolchado inorgánico como consecuencia del alto grado de compactación del suelo (Tracy et al., 2013; Padilla et al., 2017), y en posiciones cercanas al gotero, como es frecuente en los sistemas de riego por goteo (Machado et al., 2003; Zotarelli et al., 2009); además, esta concentración de radicular puede explicar la gran diferencia de respiración del suelo (Rs) entre zonas próximas al gotero y en mitad del pasillo. Prolingheuer et al. (2010), en su estudio en suelos con cultivos al aire libre, apuntaron al estrés e inhibición de la actividad radicular a causa de una elevada humedad volumétrica del suelo (θ_v); en el paquete C estuvo en valores cercanos a humedad de saturación (θ_s), sobre todo en profundidad.

La mejor distribución radicular para colonizar mayor volumen de suelo en el paquete de manejo MM debido a la mejora de las propiedades físicas del suelo, en comparación con el paquete C, tiene lugar a pesar de la disminución en la temperatura del suelo (T_s), tras la mezcla del enarenado con el suelo aportado, tanto del entorno del gotero como de zonas más alejadas, con algunas medias diarias de los meses de invierno ligeramente inferiores al mínimo deseable para cultivo de pimiento en invernadero ($>14^{\circ}\text{C}$) (Nisen et al., 1988). Las principales diferencias de T_s entre ambos paquetes de manejo tienen lugar precisamente en los meses más fríos en la zona superficial, de modo que el enarenado permite unas medias diarias más elevadas que sin él. Este comportamiento de temperaturas en suelos de invernadero con y sin acolchado inorgánico, con mayores diferencias en meses más fríos, ha sido observado también por Bonachela et al. (2020).

Además de la evidente mejora de las propiedades físicas y la modificación en la distribución radicular del cultivo, el laboreo con el aporte de restos de cosecha y fertilizantes orgánicos también incrementa los valores de los indicadores bioquímicos de calidad del suelo a corto plazo en ambas profundidades, como así muestran las correlaciones positivas y significativas encontradas en el paquete MM, superiores al paquete C. Estos incrementos son patentes desde la primera campaña de cultivo y se mantienen hasta la tercera campaña (Figura 5.1).

(A)



(B)

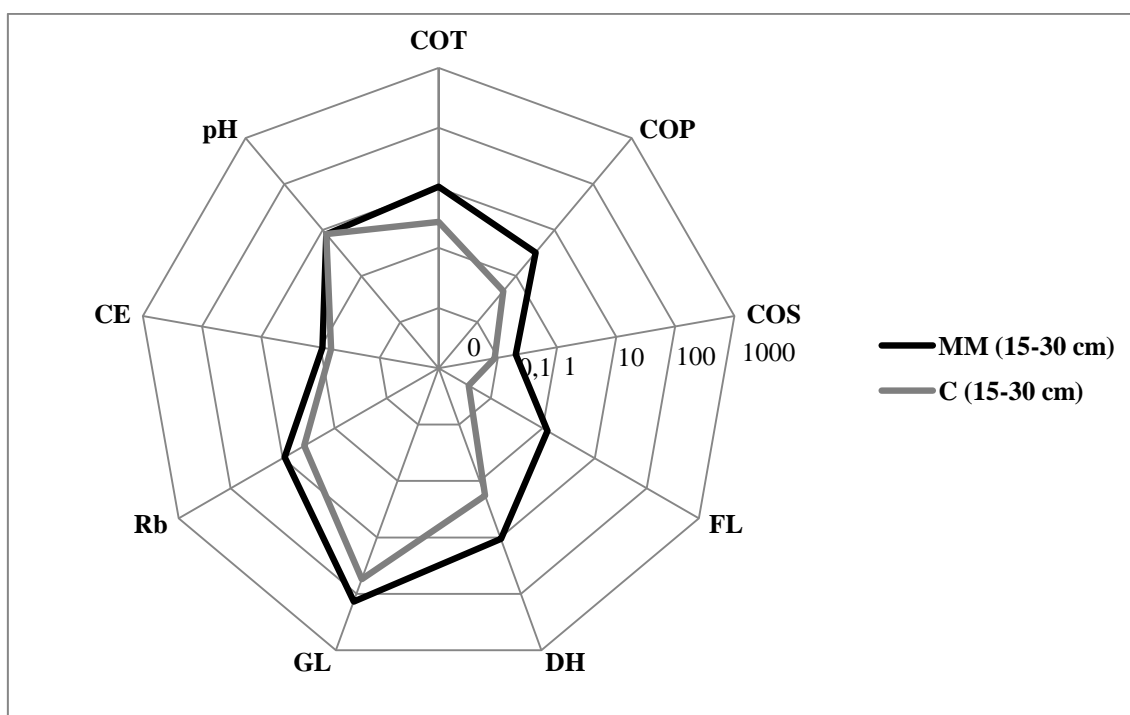


Figura 5.1. Indicadores de calidad del suelo en los dos paquetes de manejo (C y MM), en ambas profundidades: 0-15 cm (A) y 15-30 cm (B), en la última campaña de estudio. COT: carbono orgánico total (g kg^{-1} suelo). COP: carbono orgánico particulado (g kg^{-1} suelo). COS: carbono orgánico soluble (g kg^{-1} suelo). FL: fracción ligera (g kg^{-1} suelo). DH: actividad α -deshidrogenasa (mg TPF kg^{-1} suelo día^{-1}). GL: actividad β -glucosidasa ($\mu\text{mol PNG kg}^{-1}$ suelo hora^{-1}). Rb: respiración basal ($\text{mg CO}_2\text{-C kg}^{-1}$ suelo). CE: conductividad eléctrica (dS m^{-1}). MM: Manejo Modificado. C: Control.

La aplicación de enmiendas orgánicas y su incorporación al suelo mediante el laboreo aumenta los niveles de carbono orgánico total (COT) desde la primera campaña de cultivo en los primeros 30 cm del suelo, alcanzando los valores deseados en suelos de cultivos hortícolas en invernadero en la provincia de Almería ($>15 \text{ g kg}^{-1}$ suelo) (Fernández et al., 2014), como es lo esperado y como ha sido observado por otros autores (Lagomarsino et al., 2009; Lehtinen et al. 2014; Duval et al., 2018). Sin embargo, la continua aplicación de estas técnicas de manejo en las distintas campañas no contribuye a producir un aumento diferencial notable de este indicador, en ninguna de las dos profundidades, que se mantiene en los mismos niveles medios a lo largo de las distintas campañas de cultivo. Esto es debido a la propia complejidad del carbono orgánico del suelo y a la lenta descomposición de las fracciones orgánicas más abundantes del suelo (Galantini y Suñer, 2008). Este comportamiento observado, por lo

tanto, califica dicho indicador como adecuado únicamente para comparaciones entre diferentes prácticas de manejo de invernaderos, pero no para evaluar la variación de la calidad del suelo debido a la aplicación repetida del mismo manejo a lo largo del tiempo. Esto mismos resultados han sido obtenidos por otros autores como Leifeld y Kögel-Knabner (2005), y Xu et al. (2011).

La labranza distribuyó las fracciones lábiles de carbono y mejoró las condiciones para la actividad enzimática en el paquete de manejo MM, permitiendo valores medios más altos en todos los indicadores de calidad del suelo en los rangos de profundidad 0-15 y 15-30 cm, incluso desde la primera campaña de cultivo. El laboreo sucesivo durante las tres campañas ha permitido que tanto COT como sus fracciones lábiles hayan sido distribuidos a lo largo del perfil del suelo, de forma que los valores medios en el horizonte subsuperficial del paquete MM sean superiores a los del horizonte superficial del paquete C. La mayor variabilidad mostrada en los valores medios de los indicadores bioquímicos de la calidad del suelo en el paquete MM puede deberse a los cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo, la actividad y la composición de la biota del suelo y la interacción entre ellas (Bardgett et al., 1999; Holik et al., 2019). El incremento inicial del contenido de COT y el descenso progresivo inmediatamente después, sobre todo en las primeras dos campañas, puede ser debido a una mineralización de los componentes más lábiles, estimulada por el aumento de capacidad de aireación del suelo (CA), y se ve justificada por el incremento inicial de la conductividad eléctrica (CE), sales y Rs. En este sentido, Czerwiński et al. (2015) relacionan la aireación del suelo provocada por el laboreo con el incremento de la mineralización del carbono orgánico y su emisión en forma de CO₂; otros autores como Benedicto-Valdés et al. (2019), en condiciones de laboratorio, también relacionan el aumento de la mineralización, a partir del aporte de enmiendas orgánicas, con el aumento en la emisión de CO₂. El incremento detectado en el contenido de COT tras los meses de invierno puede explicarse por el aumento de biomasa producido por el desarrollo radicular del cultivo, como indica el aumento de Rs tras meses de invierno y una correlación significativa entre ambos indicadores, así como el aumento hacia final de campaña del contenido de carbono orgánico soluble (COS), compuesto principalmente de exudados radiculares y microbianos (Bongiorno et al., 2019). Algunos estudios apoyan la relación entre COS y la actividad microbiana, de modo que la comunidad microbiana puede utilizar fácilmente compuestos orgánicos

mineralizables como fuente de energía, extraídos como COS de la descomposición de la materia orgánica del suelo (Gonet y Debska, 2006; Panettieri et al., 2015); en cambio, los resultados obtenidos muestran la menor correlación de COS con los indicadores de actividad microbiana (α -deshidrogenasa: DH; β -glucosidasa: GL). A pesar del considerable aumento de COS en el paquete de manejo MM, el aumento también detectado en el paquete de manejo C, sin diferencias significativas entre ambos paquetes de manejo en algunos meses, sugiere que puede verse afectado por factores distintos de los que intervienen en las prácticas de gestión utilizadas (Chantigny, 2003); debido a que el porcentaje de COS/COT es mayor en la zona subsuperficial del paquete C, a pesar de que los contenidos son inferiores que en el paquete MM en casi todo el estudio, se puede inferir que también podría haber influido la zona de muestreo, próxima al gotero y donde se concentraba la mayor DLR en el paquete C.

Los considerables aumentos en el paquete MM del carbono orgánico particulado (COP) y de fracción ligera (FL) sirven como factores importantes para suministrar energía a los organismos microbianos heterótrofos (Culman et al., 2013; Khatoon et al., 2017), y pueden funcionar como base de nucleación para la actividad microbiana (Denef et al., 2001), lo que justifica sus significativas correlaciones con los indicadores de calidad del suelo relacionados con las actividades DH y GL. En este sentido, los valores medios de DH aumentan progresivamente al mismo tiempo que los valores medios de los sustratos mineralizables (COP y FL), en mayor medida en el horizonte superficial, y especialmente en la segunda y tercera campaña de cultivo. Esto parece indicar que la trituración de los restos de cosecha antes de su aporte no es suficiente para que formen parte de COP inmediatamente, sino que necesitan un proceso de maduración y degradación en el suelo para hacer efectivo su incremento y el de la biota estable del suelo (DH). COP y FL, aunque no son equivalentes, están estrechamente relacionados (Curtin et al., 2019), por lo que a menudo se confunden erróneamente (Semenov et al., 2019), lo que justifica el alto coeficiente de correlación entre ellos y el comportamiento similar de sus contenidos en el suelo; en cambio, puesto que la determinación de FL se fundamenta en una separación por densidad, no siempre coinciden, lo que podría explicar el incremento detectado en el contenido de FL, que es la fracción más lábil, pero no en COP, tras el aporte de enmiendas orgánicas en la primera campaña. Los resultados obtenidos sugieren que COP es un buen indicador de la calidad del suelo tras un cambio a corto plazo en la gestión de los invernaderos debido a su alta sensibilidad, a

la mayor representatividad del carbono orgánico total del suelo, y a las altas y significativas correlaciones con COT, las actividades enzimáticas y aniones de la solución del suelo. El incremento de fracciones lábiles tras una gestión orgánica es coherente con otros estudios (Li et al., 2018b; Bongiorno et al., 2019).

En general, la mejora de la actividad enzimática del suelo es el resultado del aumento de la síntesis microbiana debido a la mejora de las condiciones ambientales inducidas por los cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo en los primeros 30 cm (Aon y Colaneri, 2001; Tejada et al., 2009), y podría ser indicativa de la mineralización de la materia orgánica por los microorganismos del suelo (Hernández et al., 2016). La actividad intracelular de la enzima DH justifica la mayor correlación con los indicadores relacionados con el carbono orgánico (Taylor et al., 2002; Järvan et al., 2014), mientras que la GL está presente en los procesos de degradación de la celulosa presentes en los restos vegetales (Martínez y Tabatabai, 1997; Gil-Sotres et al., 2005), lo que sugiere que la enzima DH es más sensible a los cambios de gestión a corto plazo (Lipiec et al., 2016). Autores como Okur et al., (2006) y Zhang et al. (2015) también han demostrado que la aplicación de estiércol a los suelos de invernadero ha influido en el aumento, directo o indirecto, del contenido de carbono orgánico del suelo y de la actividad enzimática. Otros autores llegaron a la conclusión de que la actividad enzimática en los suelos con aplicación intensiva de fertilizantes de nitrógeno es baja (Piotrowska-Długosz y Wilczewski, 2014; Singh, 2018), como lo es en el paquete de manejo C. El aumento y las correlaciones entre la actividad enzimática y los indicadores de carbono orgánico sugieren una mejora equilibrada de la actividad biológica del suelo, como observaron Yevdokimov et al. (2008) y Saikia et al. (2020). Estos aumentos se detectan desde la primera campaña de cultivo y se mantienen a lo largo de las tres campañas de estudio, incluso COT, a pesar de ser un indicador menos susceptible a corto o mediano plazo a los cambios de manejo (Zhu et al., 2015; Bongiorno et al., 2019).

Las mayores correlaciones positivas de respiración del suelo con DH sugieren el aumento de la emisión de CO₂ en el paquete MM como consecuencia de la estimulación de la actividad microbiana al haber mayor disponibilidad de recursos al aportar restos de cosecha y fertilizantes orgánicos (Iovieno et al., 2009), particularmente de fracciones activas del carbono orgánico (COP y FL). La humedad y Ts también influyen en los mayores valores de Rs en el paquete MM, de forma que los poros saturados de agua reducen la difusión de CO₂ desde el suelo (Dilekoğlu y Sakin, 2017), tanto en la zona de

mayor influencia del gotero como en la zona de menor influencia. Los menores coeficientes de determinación en el paquete de manejo C, especialmente en cuanto a T_s , implica que el acolchado inorgánico, en el que hubo presencia de raíces, podría haber influido en la relación entre ambos factores y R_s ; en mitad del pasillo, en el que no hubo presencia de raíces, la similitud entre coeficientes de ambos paquetes de manejo implicaría al contenido de carbono orgánico y las mejores derivadas de las labores realizadas como el factor diferencial en la emisión de CO_2 entre ambos paquetes de manejo en esta zona.

Al igual que ocurre con R_s , tanto los indicadores de carbono orgánico, especialmente COP y FL, como de actividad enzimática, especialmente DH, tienen correlaciones significativas con la respiración basal (R_b). Estas correlaciones sugieren que el aumento considerable de R_b en el paquete MM, con sus valores medios en rangos relacionados con una actividad microbiana ideal y media en el horizonte superficial y subsuperficial, respectivamente, especialmente en la tercera campaña, según criterios establecidos por Solvita (2013), se debe al suministro de carbono fácilmente descomponible proporcionado por enmiendas orgánicas, y lo sitúa como el factor más influyente en la estimulación de la actividad microbiana; estas correlaciones están de acuerdo con las encontradas por Hernández et al. (2016) después de la aplicación continuada de enmiendas orgánicas en cultivos intensivos de lechuga. El aumento de valores medios de R_b en el paquete MM concuerdan con los obtenidos por Van Eerd et al. (2014) y Mondini et al. (2019). En suelos agrícolas con bajos aportes de materia orgánica han sido detectados bajas tasas de R_b (García-Orenes et al. 2010), así como en suelos con alta fertilización mineral (Ward et al., 2017), como es el caso del paquete C. El contenido de carbono orgánico y la actividad microbiana en el horizonte superficial del paquete de manejo MM, muy superiores tanto al horizonte subsuperficial como al paquete C, podría haber influido en la explosión de CO_2 al ser humedecida tras su secado en condiciones de laboratorio, y ser causantes de la alta variación.

El aumento de R_s y R_b provoca una disminución del contenido en carbonato cálcico equivalente ($CaCO_3$ eq.), como muestra la evolución de las curvas a lo largo de las campañas y su significativa correlación negativa. La evolución de $CaCO_3$ eq. en el paquete de manejo C, que establece una disminución en los meses de otoño y primavera, debe estar ligado al aumento de la respiración de microorganismos y proliferación de raíces fisiológicamente activas y rizosfera asociada que incrementan la

tasa respiratoria, cuya emisión de CO_2 y posterior disolución e hidrólisis del agua para producir bicarbonatos con la liberación de H^+ , favorece la disolución de nuevos carbonatos; aunque la capacidad de disolución de CO_2 se incrementa con el descenso de la temperatura, la producción de este gas como consecuencia de la respiración de microorganismos y raíces disminuye notablemente en los meses más fríos, por lo que el contenido de CaCO_3 eq. aumenta. En el paquete de manejo MM, la liberación directa de ácidos orgánicos procedentes de la degradación de los restos de cosecha, junto con el incremento de la emisión de CO_2 , puede ser el motivo por el cual el contenido en CaCO_3 eq. y el valor medio de pH disminuyen al inicio de cada campaña. En este caso, el aporte de materia orgánica contribuye a la disolución de CaCO_3 eq. como consecuencia de su capacidad tamponadora (McCauley et al., 2017), y mantiene los valores de pH en rangos no perjudiciales para el desarrollo del cultivo. Butterly et al. (2013) observaron que la adición de restos de cosecha puede aumentar el pH en suelos agrícolas con $\text{pH} < 7$. El hecho de que las diferencias de pH y CaCO_3 eq. entre paquetes de manejo en los primeros 15 cm del suelo fueran mayores, y permanecieran durante las tres campañas, que en el horizonte 15-30, en el que no hubo diferencias significativas a partir de la mitad de la segunda campaña (excepto al inicio de la tercera), implica que el aporte de las enmiendas orgánicas influyen en la modificación de los contenidos de CaCO_3 eq. y valores de pH con respecto al paquete control.

Las bacterias y los hongos no pueden mineralizar los mismos tipos de sustratos de carbono en el suelo, y por lo tanto, los cambios en las reservas de carbono pueden tener efectos diferentes en estos dos grupos de microorganismos (Lauber et al., 2008). Según de Vries et al. (2006), los suelos cultivados intensivamente a menudo muestran menores proporciones de ratio hongos/bacterias (H:B) debido a las altas tasas de fertilización que favorecen a las bacterias. Parfitt et al. (2012) indican que la proporción de hongos y bacterias en el suelo generalmente disminuye con el aumento de fertilizante nitrogenado. En este estudio, ambos manejos del suelo han recibido aproximadamente la misma cantidad total de nitrógeno aunque de diferente naturaleza que no parece haber afectado a la abundancia de bacterias, debido a la ausencia de diferencias significativas entre los dos paquetes de manejo en las dos profundidades. Sin embargo, la adición de restos de cosecha lignificados al suelo junto con las aportaciones de fertilizantes orgánicos en el paquete de manejo MM, causa una proliferación de hongos mayor que la de las bacterias que, a su vez, hace aumentar el ratio H:B, resultados que coinciden

con los obtenidos por Malik et al. (2016). Este aumento del ratio H:B se ha producido no solo en la zona superficial del suelo, donde se incorporan directamente las enmiendas orgánicas, sino también en las zonas más profundas, lo que sugiere que el efecto de la labranza, al mezclar las capas originales del suelo, ha provocado un cambio en las condiciones biológicas del subsuelo. En general, los cambios en los grupos microbianos y, en consecuencia, en la cantidad de ADN extraído en el paquete de manejo MM, sugieren que los hongos podrían desempeñar un papel importante en la descomposición de los restos de cosecha y fertilizantes orgánicos, y pueden estar íntimamente ligados, junto con la mejora de la abundancia de raíces, con el incremento de la estabilidad de los agregados del suelo y con una mejora de su estructura, lo que conduciría a una mejora de los flujos de agua y aire (Fry et al., 2016).

El aumento en el contenido de COP en el paquete de manejo MM tiene un papel fundamental en la modificación del sistema poroso y en la mayor estabilidad de los agregados, al ser el agente cementante dominante en los agregados del suelo (Nayak et al., 2012; Guo et al. 2019b). Según los criterios de la clasificación de agentes orgánicos cementantes de Fortún y Fortún (1989), los incrementos producidos en el paquete de manejo MM de las actividades enzimáticas DH y GL, Rb, la mejora de la distribución de raíces, abundancia de hongos y el incremento del ratio H:B podrían justificar el incremento de agentes cementantes transitorios y temporales, y, por tanto, de la estabilidad de los agregados. La disminución del valor medio de la estabilidad de los agregados en el horizonte subsuperficial al final de la segunda campaña en relación a la primera podría deberse al incremento de la salinidad inicial y su lavado paulatino a través de este horizonte, como muestra la disminución de CE desde el inicio de campaña hasta casi el final, que, no teniendo las cantidades de agentes cementantes del horizonte superficial, reduce su estabilidad; la disminución de los valores medios de CE en la tercera campaña y su ligero aumento hacia el final de la misma, permite que la estabilidad de agregados aumente en relación a la segunda. Otros factores que pueden haber afectado a la variación en la estabilidad de los agregados es la variación de temperatura, humedad, carbono orgánico y actividad microbiana del suelo (Suwardji y Eberbach, 1998; Dimoyiannis, 2009), así como el laboreo en el caso del paquete de manejo MM.

Los resultados de este estudio muestran que la aplicación de la labranza, junto con los restos de cosecha y los fertilizantes orgánicos, además de mejorar los indicadores de

calidad del suelo, aumentan la concentración de sales en la solución del suelo, debido a la contribución de las enmiendas orgánicas en forma de sales directamente solubles inicialmente; posteriormente, a lo largo de las campañas de cultivo, la significativa correlación entre $[\text{NO}_3^-]$ de la solución del suelo y los indicadores relacionados con las fracciones lábiles de carbono orgánico y la actividad enzimática, podría indicar una relación con la mineralización de la materia orgánica. El incremento de fracciones lábiles tras una gestión orgánica es coherente con el suministro de N del suelo para los cultivos (Haynes, 2005). La concentración de nitratos en la solución del suelo en las tres campañas están condicionadas por el comienzo del aporte de nitrato cálcico en el agua de riego (meses de enero, noviembre y diciembre en cada una de las tres campañas), y por una disminución al final de cada campaña como consecuencia de la activación de la demanda de nitrógeno por el rebrote; además, en la segunda y tercera campaña, el movimiento de la línea portagoteros a la parte exterior de las líneas de cultivo con respecto a la primera campaña, y la apertura de la tercera línea de portagoteros central aumentó la concentración de nitratos; a su vez, con la apertura de la tercera línea de portagoteros, también se observan aumentos de valores medios de cloruros y sulfatos. Como era de esperar, el alto contenido de cloruros y sulfatos de las enmiendas orgánicas aportadas también aumenta significativamente $[\text{Cl}^-]$ y $[\text{SO}_4^{2-}]$ de la solución del suelo y CE; estos aumentos son más patentes en los primeros 15 cm del suelo, en los que tuvo lugar el aporte de enmiendas, al inicio de cada campaña, sobre todo en la primera campaña. Los descensos de los valores medios detectados en concentración de cloruros, nitratos, sulfatos y fosfatos tienen lugar inmediatamente después del aporte de enmiendas orgánicas, especialmente notables en la primera campaña, debido a la existencia de riegos de lavado, como muestran las pendientes iniciales de las curvas acumuladas de volumen de drenajes y nitratos drenados, de la evolución de concentración de nitratos en drenajes y de la evolución de la conductividad eléctrica en la solución del suelo extraída con sondas (CE_{ssSon}).

A pesar de la clara mejora de los indicadores bioquímicos y del suministro de nitratos al cultivo en el paquete de manejo MM, la gestión del riego y la fertilización son especialmente importantes debido al riesgo de salinización del suelo (Voogt et al., 2017), sin que esto conlleve la pérdida de nutrientes del suelo.

5.2. Efecto de la aplicación de los paquetes de manejo sobre aguas subterráneas y sobre el ambiente del invernadero

La modificación de las propiedades físicas y bioquímicas del suelo llevada a cabo en el paquete de manejo MM disminuye considerablemente el volumen de drenajes con respecto al manejo convencional, reduciendo, por lo tanto, el riesgo de contaminación asociado a un exceso de lixiviados. De hecho, el paquete de manejo MM es capaz de presentar ausencia o muy bajos volúmenes de agua drenada en gran parte de la campaña. De este modo, el porcentaje de agua drenada en función del agua aportada puede verse reducido a casi la mitad debido a la disminución de la propia agua aportada (Padilla et al., 2017), a la programación de riegos cortos llevados a cabo debido al tipo de poros del suelo (mayoría de macroporos), así como al aumento del carbono orgánico del suelo y mejora de estabilidad de los agregados (Abid y Lal, 2008; Scotti et al., 2016). El suelo del paquete de manejo C, con valores permanentemente próximos a saturación, genera mayor volumen de drenajes.

Por otro lado, el paquete de manejo MM disminuye considerablemente la cantidad de nitratos drenados y disminuye el porcentaje de nitratos drenados con respecto a los aportados. Debido a que el paquete de manejo MM disminuye la lixiviación de nitratos, incluso a final de campaña puede no generar drenajes, como muestran las curvas de volumen de agua acumulada y concentración de nitratos en lixiviados, la pérdida de nitratos hacia aguas subterráneas puede ser nula en gran parte de la campaña. Así, un manejo deficiente del riego en cualquier etapa de la campaña puede ocasionar una pérdida excesiva de nitratos a través de los lixiviados, como ocurrió al inicio de la primera de las campañas en el paquete MM. Según Pang y Letey (2000), un exceso de agua de riego inmediatamente después de la incorporación de enmiendas orgánicas, con respecto a las necesidades hídricas y nutricionales del cultivo, crea un excedente de nutrientes en el suelo, siendo inevitable su lixiviación debido a su movilidad, sobre todo en forma de NO_3^- . Esta pérdida de nitratos pudo haber provocado una disminución de la producción en el paquete de manejo MM. Esto confirma que una gestión óptima de los insumos en este tipo de manejos generan un impacto menor en cuanto a lixiviación de N sobre el medio ambiente, de acuerdo a lo también observado por Dahan et al. (2014) en cultivos hortícolas en invernadero, y Benoit et al. (2014). En cambio, en el paquete de manejo C, la tendencia general creciente y el considerable incremento de nitratos

drenados los primeros meses de la segunda y tercera campaña, indican una excesiva fertilización y/o riego a lo largo de toda la campaña, pero especialmente al inicio, cuando el cultivo menos lo requiere.

En general, la adición de restos de cosecha y fertilizantes orgánicos, junto al laboreo, podría ser un manejo del suelo en invernadero, alternativo al convencional, que disminuya los efectos adversos sobre el medio ambiente, que podría influir positivamente en la rentabilidad para el productor al obtener un producto con valor añadido.

La caracterización de la calidad del suelo para la producción de cultivos también implica a factores extrínsecos que, aparte del suelo, influyen en el rendimiento de los cultivos (El-Ramady et al., 2014). Autores como Valera-Martínez et al. (1999), Fernández et al. (2014) y Bonachela et al. (2020) han identificado el sistema tradicional de cultivo en enarenado como un factor que condiciona favorablemente la temperatura y humedad relativa ambiente en invernaderos de la zona para el desarrollo de los cultivos. En cambio, los resultados obtenidos sugieren que las ligeras modificaciones de la temperatura y humedad relativa del interior parecen no suponer un problema para el desarrollo del cultivo y la producción en el paquete MM, manteniendo las temperaturas medias diarias en el rango deseable para cultivo de pimiento en invernadero (10-35°C) (Reche, 2010), a pesar de las mayores fluctuaciones de temperaturas en este invernadero; estas mayores fluctuaciones de temperatura ambiente con un suelo en invernadero sin acolchado inorgánico, en comparación con un suelo con acolchado, concuerdan con una de las conclusiones de Bonachela et al. (2020). En cuanto a la humedad relativa se refiere, el hecho de que en el manejo convencional las medias diarias estuvieran más cercanas al 100% podría aumentar el riesgo de infecciones fúngicas.

5.3. Efecto de la aplicación de los paquetes de manejo sobre el cultivo

La evolución de los valores medios de $[\text{NO}_3^-]$ en savia en el paquete de manejo MM, con una tendencia decreciente desde el inicio hasta el final de campaña, se comporta de forma más parecida a la evolución de $[\text{NO}_3^-]$ en el horizonte subsuperficial que en el horizonte superficial, lo que concuerda con la mejor distribución de raíces en profundidad en este paquete de manejo, y con las mayores oscilaciones de las curvas de evolución temporal de θ_v en profundidad en el entorno del gotero. La disminución

paulatina de $[\text{NO}_3^-]$ en savia no refleja la adición de nitrato cálcico en el fertirriego debido a que el volumen de raíces alejadas del gotero que ha estado nutriendo al cultivo ha sido importante. Sin embargo, en el paquete de manejo C, al estar recibiendo fertilización a través del gotero desde el inicio del cultivo, los aportes de nitrógeno son más eficientes para elevar $[\text{NO}_3^-]$ en savia, como muestra la evolución creciente de los valores medios; además, al contrario de lo ocurrido en el paquete MM, dicha evolución se comporta más parecido a la de $[\text{NO}_3^-]$ en el horizonte superficial que en el horizonte subsuperficial, y coincide con las mayores oscilaciones de las curvas de evolución temporal de θ_v en superficie en el entorno del gotero. A pesar de que los valores de $[\text{NO}_3^-]$ en savia son significativamente superiores en el paquete de manejo C, excepto al inicio, los niveles se mantienen por encima de los rangos de suficiencia del cultivo de pimiento en invernadero establecidos por Peña-Fleitas (2016); en cuanto a los niveles de $[\text{K}^+]$ en savia, el cultivo no muestra diferencias con respecto al paquete C, con niveles superiores a los rangos de suficiencia establecidos por Hochmuth et al. (1991) para cultivo de pimiento dulce.

Los valores más bajos de $[\text{NO}_3^-]$ en la savia del peciolo en el paquete de manejo MM pueden estar relacionados con la competencia entre la captación de Cl^- y SO_4^{2-} con la de NO_3^- del suelo (De Pascale et al., 2005; Machado y Serralheiro, 2017), disminuyendo así la captación de nitratos en comparación con el paquete C, y/o con la disminución de la temperatura del suelo, de forma que la actividad metabólica de las células de las raíces se ve reducida (Gavito et al., 2001; Gatsios et al., 2019). Otros autores, como Hernández et al. (2016), lograron rendimientos de cultivo similares o incluso superiores a los del manejo convencional en los cultivos de lechuga.

El contenido de Cl^- y SO_4^{2-} de la solución del suelo y la salinización del suelo podrían haber afectado a la producción total, significativamente menor en el paquete de manejo MM en comparación con el paquete C; además, en la tercera campaña de cultivo, se detectan diferencias significativas en la concentración de nitratos en la savia del peciolo, un indicador sensible del estado de N del cultivo en el pimiento dulce (Olsen y Lyons, 1994), incluso en las etapas iniciales entre los paquetes de manejo, a diferencia de las dos campañas de cultivo anteriores, y esto podría haber influido en la disminución significativa de la producción comercial y total. Esta mayor producción en el paquete C al final de la campaña de cultivo, especialmente en la tercera, está probablemente relacionada con el aumento de la producción al final en las campañas de cultivo en el

manejo convencional. En este sentido, Padilla et al. (2017) también observaron diferencias en los rendimientos comparados de los cultivos en invernaderos de Almería con la incorporación de enmiendas orgánicas debido principalmente al aumento de la producción al final en las campañas de cultivo en el manejo convencional. Esta mayor producción total en el paquete C al final de la campaña de cultivo está probablemente relacionada con las mayores diferencias de concentración de nitratos en la savia del peciolo detectadas entre los paquetes de manejo después del invierno.

Aunque la producción total es significativamente menor en el paquete de manejo MM, este manejo es capaz de aumentar la calidad del fruto cosechado, como muestran los porcentajes de producción de categoría 1, 2 y destrío obtenida, lo que podría compensar económicamente la diferencia en la producción total debido a su alto valor añadido (Timsina, 2018; Bongiorno et al., 2019). En este sentido, las ligeras modificaciones en las condiciones ambientales del invernadero no parecen haber afectado a la producción de mayor calidad. Otros autores observaron los mejores resultados en cuanto a los parámetros de calidad en los cultivos de melón al aire libre con prácticas de gestión orgánica en comparación con la gestión convencional (Sánchez-Navarro et al., 2020).

Los datos obtenidos sugieren que, en la línea de lo que apuntan también autores como Norris y Congreves (2018), además de mejorar aspectos físicos, químicos y biológicos del suelo, un paquete de manejo alternativo al convencional basado en enmiendas orgánicas, sin las restricciones extremas de cantidades y/o tipos de insumos externos del manejo estrictamente orgánico, puede conseguir rendimientos de cultivos hortícolas que, al menos, mantengan los obtenidos por el paquete de manejo convencional

CAPÍTULO 6.

CONCLUSIONES

Primera

La aplicación de laboreo con la incorporación de enmiendas orgánicas en el suelo al inicio de campaña reduce la compactación del suelo en invernadero y mejora la infiltración al aumentar la macroporosidad y la estabilidad de los agregados en los primeros 30 cm del suelo. De esta forma, dicho paquete de manejo permite a las raíces del cultivo explorar mayor volumen de suelo y, por lo tanto, permite una mayor capacidad para el aprovechamiento de los recursos del suelo.

Segunda

El cambio de las condiciones del suelo debido a la labranza con el aporte de residuos de cosecha y fertilizantes orgánicos en el suelo de invernadero, junto con el bajo o nulo aporte de fertilizantes sintéticos, aumenta el carbono orgánico y sus fracciones lábiles, incrementando así su actividad biológica, respiración microbiana y total, el ratio hongos/bacterias y la extracción de ADN a corto plazo, en los primeros 30 centímetros de profundidad, durante tres campañas consecutivas de cultivo de pimiento dulce en invernaderos. COP y DH demuestran, en este sistema de cultivo, su doble utilidad como indicadores de la calidad del suelo. Por un lado, permiten establecer diferencias entre las distintas prácticas de gestión en un momento dado y, por otro lado, permiten evaluar el efecto producido por un cambio en la gestión a lo largo del tiempo.

Tercera

El aporte de materia orgánica utilizada aumenta el riesgo de salinización del suelo al aumentar la concentración de cloruros, nitratos y sulfatos, sobre todo en los horizontes superficiales, por lo que es importante y recomendable para prevenir este problema y la pérdida de nutrientes un manejo óptimo del agua, sobre todo al inicio de la campaña, y fertilizantes.

Cuarta

El manejo alternativo basado en la modificación del acolchado inorgánico tradicional en invernadero de la provincia de Almería disminuye ligeramente las temperaturas medias diarias del suelo, especialmente en los meses de invierno en horizontes superficiales. Este manejo también modifica ligeramente la temperatura y humedad relativa del interior del invernadero, pero no parece ser un problema para el desarrollo del cultivo.

Quinta

La disminución de producción total se relaciona con el paquete de manejo basado en el aporte de enmiendas orgánicas y bajo aporte de fertilizantes inorgánicos, pero también con un aumento de la calidad de la producción.

Sexta

El manejo basado en el laboreo aporte de enmiendas orgánicas al inicio de la campaña y nulo o bajo aporte inorgánico, reduce considerablemente tanto el volumen de agua lixiviado como la pérdida de nitratos hacia aguas subterráneas, disminuyendo el impacto negativo sobre el medio ambiente. La mayor parte de lixiviados, y por tanto de nitratos drenados, tienen lugar al inicio de la campaña, por lo que cobra especial importancia un manejo óptimo del riego.

Como futuras líneas de investigación, sería deseable avanzar en el conocimiento del comportamiento en los invernaderos de diferentes indicadores de calidad (físicos, químicos y biológicos), que permitan obtener un índice compuesto de calidad del suelo (SQI) relacionado con la producción de estos sistemas. También sería deseable avanzar en el conocimiento exhaustivo de la liberación de nutrientes minerales a la planta para desarrollar modelos que permitan mejorar los cálculos de fertilización de los cultivos, y en el conocimiento de las distintas funciones que realiza la microbiota del suelo, de interés para el cultivo, así como desarrollar modelos de manejo que permitan disminuir el grado de dependencia del agricultor, centrados en opciones que incrementen la biodiversidad tanto en el suelo como encima de él, sin merma de la rentabilidad de las explotaciones.

Bibliografía

- Abad, C., García, J.L., y Muñoz, C. 1994. La agricultura española en el último tercio del siglo XX: principales pautas evolutivas. En J.M. Sumpsi (Ed.), *Modernización y cambio estructural en la agricultura española* (pp. 69-126). Secretaria General Técnica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Gobierno de España.
- Abdollahi, L., Munkholm, L.J., y Garbout, A. 2014. Tillage system and cover crop effects on soil quality: II. Pore characteristics. *Soil Science Society America Journal*, 78(1), 271–279.
- Abdulkareem, J.H., Abdulkadir, A., y Abdu, N. 2015. A Review of Different Types of Lysimeter Used in Solute Transport Studies. *International Journal of Plant & Soil Science*, 8(3), 1-14.
- Abid, M, y Lal, R. Tillage and drainage impact on soil quality I. Aggregate stability, carbon and nitrogen pools. *Soil & Tillage Research*, 100, 89-98.
- Acton, D.F., y Gregorich, L.J. 1995. Understanding soil health. En D.F. Acton y L.J. Gregorich (Ed.), *The health of our soils-towards sustainable agriculture in Canada* (pp. 5-10). Centre for Land and Biological Resources Research, Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ontario, Canada.
- Adeniyi, S.A., de Clercq, W.P., y van Niekerk, A. 2019. Assessing the relationship between soil quality parameters of Nigerian alfisols and cocoa yield. *Agroforestry Systems*, 93(4), 1235-1250.
- Adetunji, A.T., Lewu, F.B. Mulidzi, R., y Ncube, B. 2017. The biological activities of β -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(3), 794-807.
- Albornoz, F., Nario, A., Saavedra, M., y Videla, X. 2020. Rootstock x environment interactions on nitrogen-use efficiency in grafted tomato plants at different phenological stages. *Agronomy*, 10(3), 350.
- Ali, M.H., y Rahman, M.A. 2016. Design and construction of low-cost raised-bed drainage lysimeter for crop- water relations and hydrological studies. *International Journal of Current Science and Technology*, 4(3), 184-187.

- Aljoumani, B., Sánchez-Espigares, J.A., y Wessolek, G. 2018. Estimating pore water electrical conductivity of sandy soil from time domain reflectometry records using a time-varying dynamic linear model. *Sensors*, 18(12), 4403-4414.
- Alkorta, I., Aizpurua, A., Riga, P., Albizu, I., Amézaga, I., y Garbisu, C. 2003. Soil Enzyme Activities as Biological Indicators of Soil Health. *Reviews on Environmental Health*, 18(1), 65-73.
- Almeida, R.M., y Serralheiro, R.P. 2017. Soil salinity: effect on vegetable crop growth. management practices to prevent and mitigate soil salinization. *Horticulturae*, 3(2), 30-33.
- Almendro-Candel, M.B., Gómez-Lucas, I., Navarro-Pedreño, J., y Zorpas, A.A. 2018. Physical properties of soils affected by the use of agricultural waste. En A. Aladjadjiyan (Ed.), *Agricultural Waste and Residues* (pp. 9-27). London, UK: IntechOpen.
- Álvarez, C.R., y Álvarez, R. 2016. Are active organic matter fractions suitable indices of management effects on soil carbon? A meta-analysis of data from the Pampas. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 62(11), 1592-1601.
- Álvarez-Benedi, J., y Muñoz-Carpena, R. 2004. Soil-Water-Solute process characterization: An integrated approach (pp. 188). NY, USA: CRC Press.
- Ammari, T.G., Tahhan, R., Al Sulebi, N., Tahboub, A., Ta'Any, R.A., y Abubaker, S. 2015. Impact of intensive greenhouse production system on soil quality. *Pedosphere*, 25(2), 282-293..
- Anderson, T. H. 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98(1-3), 285-293.
- Anderson, D.W., y Gregorich, E.G. 1984. Effect of soil erosion on soil quality and productivity. En *Soil erosion and degradation* (pp. 105-113). Proceedings of 2nd annual western provincial conference on rationalization of water and soil research and management. Saskatoon, Saskatchewan, Canada.
- Antle, J.M., Basso, B., Conant, R.T., Godfray, H.C.J., Jones, J.W., Herrero, M., Howitt, R.E., Keating, B.A., Muñoz-Carpena, R., Rosenzweig, C., Tittonell, P., y Wheeler, T.R.

2017. Towards a new generation of agricultural system data, models and knowledge products: Design and improvement. *Agricultural Systems*, 155, 255-268.
- Aon, M.A., y Colaneri, A.C. 2001. Temporal and spatial evolution of enzymatic activities and physico-chemical properties in an agricultural soil. *Applied Soil Ecology*, 18(3), 255–270.
- Are, K.S., Oshunsanya, S.O., y Oluwatosin, G.A. 2018. Changes in soil physical health indicators of an eroded land as influenced by integrated use of narrow grass strips and mulch. *Soil & Tillage Research*, 184, 269-280.
- Arshad, M.A., y Martin, S. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88(2), 153-160.
- Astier, M., Maass, M., y Etchevers, J. 2002. Derivación de indicadores de calidad de suelos en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia*, 36(5), 605-620.
- Awale, R., Chatterjee, A., y Franzen, D. 2013. Tillage and N-fertilizer influences on selected organic carbon fractions in a North Dakota silty clay soil. *Soil & Tillage Research*, 134, 213-222.
- Aznar-Sánchez, J. A., y Sánchez Picón, A. 2010. Innovación y distrito en torno a un ‘milagro’: la configuración del sistema productivo local de la agricultura intensiva de Almería. *Revista de Historia Industrial*, 42(1), 157-193.
- Bacmaga, M., Wyszowska, J., y Kucharski, J. 2018. The influence of chlorothalonil on the activity of soil microorganisms and enzymes. *Ecotoxicology*, 27(9), 1188-1202.
- Bai, Z., Caspari, T., González, M.R., Batjes, N.H., Mäder, P., Bünemann, E. K., de Goede, R., Brussard, L., Xu, M., Ferreira, C.S., Reintam, E., Fan, H., Mihelič, R., Glavan, M., y Tóth, Z. 2018. Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 265, 1-7.
- Barahona, E., e Iriarte, A. 1984. Determinaciones analíticas en suelos. Normalización de métodos. IV. Determinación de carbonatos totales y caliza activa. En *Actas de I Congreso de la Ciencia del Suelo* (pp. 53-69). Madrid, España.

- Barbee, G.C., y Brown, K.W. 1986. Comparison between suction and free-drainage soil solution samplers. *Soil Science*, 141(2), 149-154.
- Bardgett, R.D., Lovell, R.D., Hobbs, P.J., y Jarvis, S.C. 1999. Seasonal changes in soil microbial communities along a fertility gradient of temperate grasslands. *Soil Biology & Biochemistry*, 31(7), 1021–1030.
- Bastian, F., Bouziri, L., Nicolardot, B., y Ranjard, L. 2009. Impact of wheat straw decomposition on successional patterns of soil microbial community structure. *Soil Biology & Biochemistry*, 41(2), 262-275.
- Bastida, F., Kandeler, E., Moreno, J.L., Ros, M., García, C., y Hernández, T. 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Applied Soil Ecology*, 40(2), 318-329.
- Baudoin, W., Nono-Womdim, R., Litaladio, N., Hodder, A., Castilla, N., Leonardi, C., De Pascale, S., y Qaryouti, M. 2013. *Good agricultural practices for greenhouse vegetable crops: principles for Mediterranean climate areas*. Rome, Italy: FAO.
- Beckmann, T., Kücke, M., Hasenpusch, K., y Altemueller, H. 1992. Soil fabric changes due to the installation of ceramic suction cups. *Journal of Plant Nutrition and Soil Biology*, 155(3), 247-250.
- Belayneh, B.E., y Lea-Cox, J.D. 2017. Using sensor networks to maximize irrigation water use efficiency in strawberry production. *Acta Horticulturae*, 1150, 399-406.
- Benbi, D.K., Boparai, A.K., y Brar, K. 2014. Decomposition of particulate organic matter is more sensitive to temperature than the mineral associated organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 70, 183-192.
- Benbi, D.K., Brar, K., Toor, A.S., y Sharma, S. 2015. Sensitivity of labile soil organic carbon pools to long-term fertilizer, straw and manure management in rice-wheat system. *Pedosphere*, 25(4), 534-545.
- Bending, G.D., Turner, M.K., Rayns, F., Marx, M.C., y Wood, M. 2004. Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under

contrasting agricultural management regimes. *Soil Biology & Biochemistry*, 36(11), 1785-1792.

Benedicto-Valdés, G., Montoya-García, C., Vicente-Hernández, Z., Ramírez-Ayala, C., y Escalante-Estrada, J.A. 2019. Incorporación de abonos orgánicos y liberación de C-CO₂ como indicador de la mineralización del carbono. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 6(18), 513-522.

Benoit, M., Garnier, J., Anglade, J., y Billen, G. 2014. Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 100(3), 285-299.

Berzsenyi, Z., Gyorffy, B., y Lap, D. 2000. Effect of crop rotation and fertilization on maize and wheat yields and yield stability in a long-term experiment. *European Journal of Agronomy*, 13(2-3), 225-244.

Bhardwaj, A.K., Jasrotia, P., Hamilton, S.K., y Robertson, G.P. 2011. Ecological management of intensively cropped agro-ecosystems improves soil quality with sustained productivity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(3-4), 419-429.

Bianchi, A., Masseroni, D., Thalheimer, M., de Medici, L.O., y Facchi, A. 2017. Field irrigation management through soil water potential measurements: a review. *Italian Journal of Agrometeorology*, 22(2), 25-38.

Blanco-Canqui, H., Shapiro, C.A., Wortmann, C.S., Drijber, R.A., Mamo, M., Shaver, T.M., y Ferguson, R.B. 2013. Soil organic carbon: The value to soil properties. *Journal of Soil and Water Conservation*, 68(5), 129A-134A.

Blanco-Moure, N., Gracia, R., Bielsa, A.C., y López, M.V. 2013. Long-term no tillage effects on particulate and mineral-associated soil organic matter under rainfed Mediterranean conditions. *Soil Use and Management*, 29(2), 250-259.

Blanco-Moure, N., Gracia, R., Bielsa, A.C., y López, M.V. 2016. Soil organic matter fractions as affected by tillage and soil texture under semiarid Mediterranean conditions. *Soil & Tillage Research*, 155, 381-389.

Bleam, W. F. 2012. Natural organic matter and humid colloids. En W.F. Bleam (Ed.), *Soil and Environmental Chemistry*. Madison, WI, USA: Elsevier.

- Bolan, N.S., Adriano, D.C., Kunhikrishnan, A., James, T., McDowell, R., y Senesi, N. 2011. Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. *Advances in Agronomy*, 110, 1–75.
- Bonachela, S., Fernández, M.D., Cabrera, F.J., y Granados, M.R. 2018. Soil spatio-temporal distribution of water, salts and nutrients in greenhouse, drip-irrigated tomato crops using lysimetry and dielectric methods. *Agricultural Water Management*, 203, 151-161.
- Bonachela, S., Granados, M.R., López, J.C., Hernández, J., Magán, J.J., Baeza, E.J., y Baille, A. 2012. How plastic mulches affect the thermal and radiative microclimate in an unheated low-cost greenhouse. *Agriculture and Forest Meteorology*, 152, 65–72.
- Bonachela, S., López, J.C., Granados, M.R., Magán, J.J., Hernández, J., y Baille, A. 2020. Effects of gravel mulch on surface energy balance and soil thermal regime in an unheated plastic greenhouse. *Biosystems Engineering*, 192, 1-13.
- Bonanomi, G., D'Ascoli, R., Antignani, V., Capodilupo, M., Cozzolino, L., Marzaioli, R., Puopolo, G., Rutigliano, F.A., Scelza, R., Scotti, R.R., Rao, M.A., y Zoina, A. 2011. Assessing soil quality under intensive cultivation and tree orchards in Southern Italy. *Applied Soil Ecology*, 47(3), 184-194.
- Bonanomi, G., D'Ascoli, R., Scotti, R., Gaglione, S.A., Caceres, M.G., Sultana, S., Scelza, R., Rao, M.A., y Zoina, A. 2014. Soil quality recovery and crop yield enhancement by combined application of compost and wood to vegetables grown under plastic tunnels. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 192, 1-7.
- Bongiorno, G., Bünemann, E.K., Oguejiofor, C.U., Meier, J., Gort, G., Comans, R., Mäder, P., Brussaard, L., y de Goede, R. 2019. Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecological Indicators*, 99, 38–50.
- Bowles, T.M., Acosta-Martinez, V., Calderon, F., y Jackson, L.E. 2014. Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. *Soil Biology & Biochemistry*, 68, 252–262.

- Brennan, E.B., y Acosta-Martínez, V. 2017. Cover cropping frequency is the main driver of soil microbial changes during six years of organic vegetable production. *Soil Biology & Biochemistry*, 109, 188-204.
- Brennan, E.B., y Acosta-Martínez, V. 2019. Cover crops and compost influence soil enzymes during six years of tillage-intensive, organic vegetable production. *Soil Science Society of America Journal*, 83(3), 624-637.
- Brevik, E.C. 2009. Soil health and productivity. En W.H. Verheye (Ed.), *Soils, plant growth and crop production. Encyclopedia of life support systems (EOLSS)*. Oxford, UK: EOLSS Publishers.
- Brevik, E.C., Pereira, P., Muñoz-Rojas, M., Miller, B. A., Cerdà, A., Parras-Alcántara, L., y Lozano-García, B. 2017. Historical perspectives on soil mapping and process modeling for sustainable land use management. En P. Pereira, E.C. Brevik, M. Muñoz-Rojas y B.A. Miller, *Soil Mapping and Process Modeling for Sustainable Land Use Management* (pp. 3-28). The Netherlands: Elsevier.
- Bu, R., Lu, J., Ren, T., Liu, B., Li, X., y Cong, R. 2015. Particulate organic matter affects soil nitrogen mineralization under two crop rotation systems. *Plos One*, 10(12), e0143835.
- Bünemann, E. K., Mäder, P., Wohlfahrt, J., Brussaard, L., Bongiorno, G., de Goede, R., Geissen, V., Fleskens, L., Sukkel, W., Bai, Z., y Caspari, T. 2016. *Concepts and indicators of soil quality – A review*. Interactive soil quality assessment in Europe and China for agricultural productivity and environmental resilience. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Burauel, P., y Baßmann, F. 2005. Soils as filter and buffer for pesticides - experimental concepts to understand soil functions. *Environmental Pollution*, 133(1), 11-16.
- Butterly, C.R., Baldock, J.A., y Tang, C. 2013. The contribution of crop residues to changes in soil pH under field conditions. *Plant and Soil*, 366(1-2), 185-198.
- Cabrera, F.J., Bonachela, S., Fernández, M.D., Granados, M.R., y López, J.C. 2016. Lysimetry methods for monitoring soil solution electrical conductivity and nutrient concentration in greenhouse tomato crops. *Agricultural Water Management*, 178, 171-179.

- Calonego, J.C., Raphael, J.P.A., Rigon, J.P.G., Neto, L.O., y Rosolem, C.A. 2017. Soil compaction management and soybean yields with cover crops under no-till and occasional chiseling. *European Journal of Agronomy*, 85, 31-37.
- Cambardella, C.A., y Elliot, E.T. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56(3), 777-83.
- Cardoso, E.K., Vasconcellos, R.L., Bini, D., Miyauchi, M.Y., dos Santos, C., Alves, P.R., de Paula, A., Nakatani, A., Pereira, J., y Nogueira, M.A. 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health?. *Scientia Agricola*, 70(4), 274-289.
- Carter, M.R. 2002. Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal*, 94(1), 38-47.
- Carvalhales-Dias, P., Roque, W., Ferreira, E.C., y Siqueira-Dias, J.A. 2011. Proposal of a novel heat dissipation soil moisture sensor. En *Proceedings of the 5th WSEAS international conference on Circuits, systems and signals*. Corfu Island, Greece.
- Castellini, M., Fornaco, F., Garofalo, P., Giglio, L., Rinaldi, M., Ventrella, D., Vitti, C., y Vonella, A.V. 2019a. Effects of no-tillage and conventional tillage on physical and hydraulic properties of fine textured soils under winter wheat. *Water*, 11(3), 484.
- Castellini, M., Stellacci, A.M., Tomaiuolo, M., y Barca, E. 2019b. Spatial variability of soil physical and hydraulic properties in a durum wheat field: An assessment by the BEST-Procedure. *Water*, 11(7), 1434.
- Cerli, C., Celi, L., Kalbitz, K., Guggenberger, G., y Kaiser, K. 2012. Separation of light and heavy organic matter fractions in soil — Testing for proper density cut-off and dispersion level. *Geoderma*, 170, 403-416.
- Chan, K., Heenan, D., y Oates, A. 2002. Soil carbon fractions and relationship to soil quality under different tillage and stubble management. *Soil & Tillage Research*, 63(3-4), 133-139.
- Chang, E.H., Chung, R.S., y Wang, F.N. 2008. Effect of different types of organic fertilizers on the chemical properties and enzymatic activities of an Oxisol under

intensive cultivation of vegetables for 4 years. *Soil Science and Plant Nutrition*, 54(4), 587-599.

Chang, E.H., Wang, C.H., Chen, C.L., y Chung, R.S. 2014. Effects of long-term treatments of different organic fertilizers complemented with chemical N fertilizer on the chemical and biological properties of soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, 60(4), 499-511.

Chantigny, M.H. 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: A review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*, 113(3-4), 357-380.

Charlesworth, P. 2005. *Soil water monitoring*. National Program for Sustainable Irrigation. Canberra, Australia.

Chen, Z., Xu, Y., Castellano, M.J., Fontaine, S., Wang, W., y Ding, W. 2019. Soil respiration components and their temperature sensitivity under chemical fertilizer and compost application: the role of nitrogen supply and compost substrate quality. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 124(3), 556-571.

Chen, Z., Xu, Y., Fan, J., Yu, H., y Ding, W. 2017. Soil autotrophic and heterotrophic respiration in response to different N fertilization and environmental conditions from a cropland in Northeast China. *Soil Biology & Biochemistry*, 110, 103-115.

Chen, Z., Xu, Y., He, Y., Zhou, X., Fan, J., Yu, H., y Ding, W. 2018. Nitrogen fertilization stimulated soil heterotrophic but not autotrophic respiration in cropland soils: A greater role of organic over inorganic fertilizer. *Soil Biology & Biochemistry*, 116, 253-264.

Chevallier, T., Hamdi, S., Gallali, T., Brahim, N., Cardinael, R., Bounouara, Z., Cournac, L., Chenu, C., y Bernoux, M. 2016. Soil carbon as an indicator of Mediterranean soil quality. En S. Thiébaud y J.P. Moatti (Eds.), *The Mediterranean region under climate change: A scientific update* (pp. 627-636). Marseille, France: IRD-AllEnvi.

Chirinda, N., Olesen, J.E., Porter, J.R., y Schjørring, P. 2010. Soil properties, crop production and greenhouse gas emissions from organic and inorganic fertilizer-based arable cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(4), 584-594.

- Choudhary, O.P., Gill, J.K., y Bijay-Singh. 2013. Water-extractable carbon pools and microbial biomass carbon in sodic water-irrigated soils amended with gypsum and organic manures. *Pedosphere*, 23(1), 88-97.
- Colombi, T., Torres, L.C., Walter, A., y Keller, T. 2018. Feedbacks between soil penetration resistance, root architecture and water uptake limit water accessibility and crop growth – A vicious circle. *Science of the Total Environment*, 626, 1026–1035.
- Comeau, L.P., Hergoualc'h, K., Hartill, J., Smith, J., Verchot, L.V., Peak, D., y Salim, A.M. 2016. How do the heterotrophic and the total soil respiration of an oil palm plantation on peat respond to nitrogen fertilizer application?. *Geoderma*, 268, 41–51.
- Cookson, W.R., Abaye, D.A., Marschner, P., Murphy, D., Stockdale, E.A., y Goulding, W.T. 2005. The contribution of soil organic matter fractions to carbon and nitrogen mineralization and microbial community size and structure. *Soil Biology & Biochemistry*, 37(9), 1726-1737.
- Cotching, W.E. 2018. Organic matter in the agricultural soils of Tasmania, Australia – A review. *Geoderma*, 312, 170-182.
- Creamer, R.E., Schulte, R.P.O., Stone, D., Gal, A., Krogh, P.H., Lo Papa, G., Murray Pères, P.J.G., Foerster, B., Rutgers, M., Sousa, J.P., y Winding, A. 2014. Measuring basal soil respiration across Europe: do incubation temperature and incubation period matter?. *Ecology Indicators*, 36, 409–418.
- Crittenden, S.J., Poot, N., Heinen, M., Van Balen, D.J.M., y Pulleman, M.M. 2015. Soil physical quality in contrasting tillage systems in organic and conventional farming. *Soil & Tillage Research*, 154, 136–144.
- Culman, S.W., DuPont, S.T., Glover, J.D., Buckley, D.H., Fick, G.W., Ferris, H., y Crews, T.E. 2010. Long-term impacts of high-input annual cropping and unfertilized perennial grass production on soil properties and belowground food webs in Kansas, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(1-2), 13–24.
- Culman, S.W., Snapp, S.S., Green, J.M., y Gentry, L.E. 2013. Short- and long-term labile soil carbon and nitrogen dynamics reflect management and predict corn agronomic performance. *Agronomy Journal*, 105(2), 493–502.

- Curley, E.M., O'Flynn, M.G., y McDonell, K.P. 2011. The use of porous ceramic cups for sampling soil pore water from the unsaturated zone. *International Journal of Soil Science*, 6(1), 1-11.
- Curtin, D., Beare, M.H., Qiu, W., y Sharp, J. 2019. Does particulate organic matter fraction meet the criteria for a model soil organic matter pool?. *Pedosphere*, 29(2), 195-203.
- Curtin, D., y Campbell, C.A. 2007. Mineralizable Nitrogen. En M.R. Carter y E.G. Gregorich, *Soil Sampling and Methods of Analysis. Canadian Society of Soil Science* (pp 599-606). New York, USA: CRC Press, Boca Raton.
- Czerwiński, M., Kobierski, M., Golińska, B., y Goliński, P. 2015. Applicability of full inversion tillage to semi-natural grassland restoration on ex-arable land. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 61(6), 785-795.
- D'Hose, T., Cougnon, M., De Vlieghe, A., Vandecasteele, B., Viaene, N., Cornelis, W., Van Bockstaele, E., y Reheul, D. 2014. The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. *Applied Soil Ecology*, 75, 189-198.
- Dahan, O., Babad, A., Lazarovitch, N., Russak, E.E., y Kurtzman, D. 2014. Nitrate leaching from intensive organic farms to groundwater. *Hidrology and Earth System Sciences*, 18, 333-341.
- Dal Ferro, N., Sartori, L., Simonetti, G., Berti, A., y Morari, F. 2014. Soil macro- and microstructure as affected by different tillage systems and their effects on maize root growth. *Soil & Tillage Research*, 140, 55-65.
- Das, A., Lal, R., Patel, D.P., Idapuganti, R.G., Layek, J., Ngachan, S.V., Ghosh, P.K., Bordoloi, J., y Kumar, M. 2014. Effects of tillage and biomass on soil quality and productivity of lowland rice cultivation by small scale farmers in North Eastern India. *Soil Tillage Research*, 143, 50-58.
- Datta, S., Taghvaeian, S., Ochsner, T.E., Moriasi, D., Gowda, P., y Steiner, J.L. 2018. Performance assessment of five different soil moisture sensors under irrigated field conditions in Oklahoma. *Sensors*, 18(11), 3786.

- De Almeida, R.F., Mikhael, J.E., Franco, F.O., Santana, L.M., y Wendling, B. 2019. Measuring the labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in forested and agricultural soils: A study under tropical conditions. *Forest*, 10(7), 544.
- De Almeida, R.F., Naves, E.R., y da Mota, R.P. 2015. Soil quality: enzymatic activity of soil β -glucosidase. *Global Journal of Agricultural Research and Reviews*, 3(2), 146-150.
- De Mastro, F., Coccozza, C., Traversa, A., Savy, D., Abdelrahman, H.M., y Brunetti, G. 2019. Influence of crop rotation, tillage and fertilization on chemical and spectroscopic characteristics of humic acids. *Plos One*, 14(6), e0219099.
- De Pascale, S., Maggio, A., y Barbieri, G. 2005. Soil salinization affects growth, yield and mineral composition of cauliflower and broccoli. *European Journal of Agronomy*, 23(3), 254-264.
- De Souza, G.P., de Figueredo, C.C., y de Sousa, D.M.G. 2016. Relationships between labile soil organic carbon fractions under different soil management systems. *Scientia Agricola*, 73(6), 535-542.
- De Vries, F.T., Hoffland, E., van Eekeren, N., Brussaard, L., y Bloem, J. 2006. Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management. *Soil Biology & Biochemistry*, 38(8), 2092–2103.
- Delgado, M., y Aragón, M.A. 2006. Los campos andaluces en la globalización. Almería y Huelva, fábrica de hortalizas. En M. Etxezarreta (Ed.), *La agricultura española en la era de la globalización* (pp. 35-48). Ministerio de Agricultura, Pesca y Ganadería. Gobierno de España.
- Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F.T., Eldridge, D.J., Bowker, M.A., Ochoa, V., Gozalo, B., Berdugo, M., Val, J., y Singh, B.K. 2016. Biocrust-forming mosses mitigate the negative impacts of increasing aridity on ecosystem multifunctionality in drylands. *New Phytologist*, 209(4), 1540–1552.
- Denef, K., Six, J., Bossuyt, H., Frey, S.D., Elliott, E.T., Merckx, R., y Paustian, K. 2001. Influence of dry - wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. *Soil & Tillage Research*, 33(12-13), 1599–1611.

- Deurer, M., Aslam, T., Ralle, S., Green, S.R., y Clothier, B.E. 2008. Soil and buffers and filters. En M.R. Butcher, J.T.S. Walker y S.M. Zydenbos (Eds.), *Future challenges in crop protection: repositioning New Zealand's primary industries for the future* (pp. 71-80). Hastings, New Zealand: The New Zealand Plant Protection Society (Inc.).
- Dexter, A.R. 2004. Soil physical quality Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*, 120(3-4), 201-214.
- Dhillon, G.S., y Van Rees, K.C.J. 2017. Distribution of soil organic carbon in the light and heavy fractions for six shelterbelt species and their adjacent agricultural fields in Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*, 97(4), 732-744.
- Dilekoğlu, M.F., y Sakin, E. 2017. Effect of temperature and humidity in soil carbon dioxide emission. *The Journal of Animal and Plant Sciences*, 27(5), 1596-1603.
- Dimoyiannis, D. 2009. Seasonal soil aggregate stability variation in relation to rainfall and temperature under Mediterranean conditions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34, 860-866.
- Diovisalvi, N.V, Studdert, G.A., Domínguez, G.F., y Eiza, M.J. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continua con dos sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo*, 26(1), 1-11.
- Directiva del Consejo 91/676/EEC, de 12 Diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación por nitratos de origen agrario (pp. 1-8). Comisión Europea. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, L 375, 31/12/1991.
- Dobriyal, P., Qureshi, A., Badola, R., y Hussain, S.A. 2012. A review of the methods available for estimating soil moisture and its implications for water resource management. *Journal of Hidrology*, 458-459, 110-117.
- Domagala-Swiatkiewicz, I., y Gastol, M. 2013. Soil chemical properties under organic and conventional crop management systems in south Poland. *Biological Agriculture & Horticulture*, 29(1), 12-28.

- Domínguez-Niño, J.M., Bogen, H.R., Huisman, J.A., Schilling, B., y Casadesús, J. 2019. On the accuracy of factory-calibrated low-cost soil water content sensors. *Sensors*, 19(14), 3101.
- Dong, W., Zhang, X. Y, Dai, X. Q., Fu, X. L., Yang, F. T., Liu, X. Y., Sun, X. M., Wen, X. F., y Schaeffer, S. 2014. Changes in soil microbial community composition in response to fertilization of paddy soils in subtropical China. *Applied Soil Ecology*, 84, 140–147.
- Dorais, M., Alsanius, B. W., Voogt, W., Pepin, S., Tüzel, İ.H., Tüzel, Y., Möller, K. 2016. *Impact of water quality and irrigation management on organic greenhouse horticulture*. BioGreenhouse COST Action FA 1105.
- Doran, J.W., y Parkin, T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. En J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek y B.A. Stewart (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment* (pp. 3-21). Madison, WI, USA: SSSA.
- Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A., y Grêt-Regamey, A. 2018. Soil quality indicators - From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators*, 94, 151-169.
- Du, Z., Han, X., Wang, Y., Gu, R., Li, Y., Wang, D., Yun, A., y Guo, L. 2018. Changes in soil organic carbon concentration, chemical composition, and aggregate stability as influenced by tillage systems in the semi-arid and semi-humid area of North China. *Canadian Journal of Soil Science*, 98(1), 91-102.
- DuPont, S.T., Culman, S.W., Ferris, H., Buckley, D.H., y Glover, J.D. 2010. No-tillage conversion of harvested perennial grassland to annual cropland reduces root biomass, decreases active carbon stocks, and impacts soil biota. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(1-2), 25–32.
- Duval, M., Galatini, J.A., Iglesias, J.O., Canelo, S., Martínez, J.M., y Wall, L. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil & Tillage Research*, 131, 11-19.
- Duval, M., Galatini, J.A., Martínez, J.M., López, F.M., y Wall, L. 2016. Sensitivity of different soil quality indicators to assess sustainable land management: Influence of site features and seasonality. *Soil & Tillage Research*, 159, 9-22.

- Duval, M., Galatini, J.A., Martínez, J.M., y Limbozzi, F. 2018. Labile soil organic carbon for assessing soil quality: influence of management practices and edaphic conditions. *Catena*, 171, 316-326.
- Egea, F.J., Torrente, R.G., y Aguilar, A. 2018. An efficient agro-industrial complex in Almería (Spain): Towards an integrated and sustainable bioeconomy model. *New Biotechnology*, 40, 103-112.
- Eivazi, F., y Tabatabai, M.A. 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 20(5), 601-606.
- El-Ramady, H.R., Alshaal, T.A., Amer, M., Domokos-Szabolcsy, E., Elhawat, N., Prokisch, J., y Fári, M. 2014. Soil quality and plant nutrition. En H. Ozier-Lafontaine y M. Lesueur-Jannoyer (Eds.), *Sustainable Agriculture Reviews* (pp. 373). Switzerland: Springer.
- Embacher, A., Zsolnay, Á., Gattinger, A., y Munch, J.C. 2007. The dynamics of water extractable organic matter (WEOM) in common arable topsoils: I. Quantity, quality and function over a three year period. *Geoderma*, 139(1-2), 11–22.
- Eskelinen, A., Stark, S., y Männistö, M. 2009. Links between plant community composition, soil organic matter quality and microbial communities in contrasting tundra habitats. *Oecologia*, 161(1), 113-123.
- Fageria, N.K., y Baligar, V.C. 2005. Nutrient availability. En D. Hillel (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment* (pp. 63-71). NY, USA: Elsevier.
- Fageria, N.K., y Nascente, A.S. 2014. Management of soil acidity of South American soils for sustainable crop production. *Advances in Agronomy*, 128, 221-275.
- Fang, Y., Singh, B.P., Cowie, A., Wang, W., Arachchi, M.H., Wang, H., y Tavakkoli, E. 2019. Balancing nutrient stoichiometry facilitates the fate of wheat residue-carbon in physically defined soil organic matter fractions. *Geoderma*, 354, 113883.
- FAO. 2009. *La agricultura mundial en perspectiva del año 2050. Cómo alimentar al mundo, 2050*. Roma, Italia: FAO.

FAO. 2015. *World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. Roma, Italia: FAO.

FAO, 2017. *Carbono Orgánico del Suelo: el potencial oculto*. Roma, Italia: FAO.

Fares, A., Sanjit, K., y Fares, S. 2009. Review of vadose zone soil solution sampling techniques. *Environmental Reviews*, 17, 215–234.

Fatima, F., Pathak, N., y Verma, S.R. 2014. An improved method for soil DNA extraction to study the microbial assortment within rhizospheric region. *Molecular Biology International*, 2014, 518960.

Fazekašová, D. 2012. Evaluation of soil quality parameters development in terms of sustainable land use. En S. Curkovic (Ed.), *Sustainable Development* (pp. 435-458). London, UK: IntechOpen.

Fernandes, S.A.P., Bettiol, W., y Cerri, C.C. 2005. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Applied Soil Ecology*, 30(1), 65-77.

Fernández, A.L., Scheaffer, C.C., Wyse, D.L., Staley, C., Gould, T.J., y Sadowsky, M.J. 2016. Associations between soil bacterial community structure and nutrient cycling functions in long-term organic farm soils following cover crop and organic fertilizer amendment. *Science of the Total Environment*, 566-567, 949-959.

Fernández, M.D., González, A.M., Carreño, J., y Bonachela, S. 2007. Analysis of on-farm irrigation performance in Mediterranean greenhouses. *Agricultural Water Management*, 89(3), 251-260.

Fernández, M.M., Aguilar, M.I., Carrique, J.R., Tortosa, J., García, C., López, M., y Pérez, J.M. 2014. *Suelo y medio ambiente en invernaderos*. Secretaría General Técnica, Servicio de Publicaciones y Divulgación. Almería. España.

Fernández, M.D., Bonachela, S., Robles, M., Granados, M.R., Meca, D., López, J.C., y Cabrera, F.J. 2017a. Comparison of passive and active methods of soil solution sampling for fertigation control in a Mediterranean greenhouse. *Acta Horticulturae*, 1170, 643-650.

- Fernández, R., Frasier, I., Noellemeyer, E., y Quiroga, A. 2017b. Soil quality and productivity under zero tillage and grazing on Mollisols in Argentina – A long-term study. *Geoderma Regional*, 11, 44-52.
- Fortún, C., y Fortún, A. 1989. Diversos aspectos sobre el papel de la materia orgánica humificada en la formación y estabilización de los agregados del suelo. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 48, 185-204.
- Foster, S., Pulido-Bosch, A., Vallejos, A., Molina, L., Llop, A., y MacDonald, A.M. 2018. Impact of irrigated agriculture on groundwater-recharge salinity: a major sustainability concern in semi-arid regions. *Hydrogeology Journal*, 26(8), 2781-2791.
- Frąc, M., Hannula, S.E., Bełka, M., y Jędrzycka, M. 2018. Fungal biodiversity and their role in soil health. *Frontiers in Microbiology*, 9, 707.
- Fry, E.L., Manning, P., Macdonald, C., Hasegawa, S., De Palma, A., Power, S.A., y Singh, B.K. 2016. Shifts in microbial communities do not explain the response of grassland ecosystem function to plant functional composition and rainfall change. *Soil Biology & Biochemistry*, 92, 199-210.
- Fundación Cajamar, 2018. *Análisis de la campaña hortofrutícola de Almería. Campaña 2017/2018*. Almería, España.
- Galantini, J. A. 2002. *Contenido y calidad de las fracciones orgánicas del suelo bajo rotaciones con trigo en la región semiárida pampeana*. Revista de Investigaciones Agropecuarias (INTA), 30, 125–146.
- Galantini, J.A., Duval, M., Iglesias, J.O., y Kruger, H. 2014. Continuous wheat in semiarid regions: long-term effects on stock and quality of soil organic carbon. *Soil Science*, 179(6), 284-292
- Galantini, J.A., y Suñer, L. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia*, 25, 41-55.
- Galdeano-Gómez, E., Aznar-Sánchez, J.A., y Pérez-Mesa, J.C. 2013. Sustainability dimensions related to agricultural-based development: the experience of 50 years of intensive farming in Almería (Spain). *International Journal of Agricultural Sustainability*, 11(2), 125–143.

- García, L., Damour, G., Gary, C., Follain, S., Le Bissonnais, Y., y Metay, A. 2019. Trait-based approach for agroecology: contribution of service crop root traits to explain soil aggregate stability in vineyards. *Plant and Soil*, 435(1-2), 1-14.
- García-Díaz, A., Marques, M.J., Sastre, B., y Bienes, R. 2018. Labile and stable soil organic carbon and physical improvements using groundcovers in vineyards from central Spain. *Science of the Total Environment*, 621, 387-397.
- García-Franco, N., Albaladejo, J., Almagro, M., y 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 & Tillage Research*, 153, 66-75.
- García-Orenes, F., Guerrero, C., Roldán, A., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Zornoza, R., Bárcenas, G., y Caravaca, F. 2010. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil & Tillage Research*, 109(2), 110-115.
- Garg, A., Munoth, P., y Goyal, R. 2016. Application of soil moisture sensors in agriculture: A review. En *Proceedings of International Conference on Hydraulics, Water Resources and Coastal Engineering* (pp. 1662-1672). Pune, India.
- Garibaldi, L.A., Gemmill-Herren, B., D'Annolfo, R., Graeub, B.E., Cunningham, S.A., y Breeze, T.D. 2017. Farming approaches for greater biodiversity, livelihoods, and food security. *Trends in Ecology and Evolution*, 32(1), 68-80.
- Garrigues, E., Corson, M.S., Angers, D.A., van der Werf, H.M.G., y Walter, C. 2012. Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. *Ecological indicators*, 18, 434-442.
- Gatsios, A., Ntatsi, G., Celi, L., Said-Pullicino, D., Tampakaki, A., Giannakou, I., y Savvas, D. 2019. Nitrogen nutrition optimization in organic greenhouse tomato through the use of legume plants as green manure or intercrops. *Agronomy*, 9(11), 766.
- Gavito, M., Curtis, P., Mikkelsen, T., y Jakobsen, I. 2001. Interactive effects of soil temperature, atmospheric carbon dioxide and soil N on root development, biomass and nutrient uptake of winter wheat during vegetative growth. *Journal of Experimental Botany*, 52(362), 1913-1923.

- Gelsomino, A., Badalucco, L., Ambrosoli, R., Crecchio, C., Puglisi, E., y Meli, S. 2006. Changes in chemical and biological soil properties as induced by anthropogenic disturbance: a case study of agricultural soil under recurrent flooding by wastewaters. *Soil Biology & Biochemistry*, 38(8), 2069-2080.
- Ghani, A., Dexter, M., y Perrot, K.W. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. *Soil Biology & Biochemistry*, 35(9), 1231–1243.
- Gianquinto, G., Muñoz, P., Pardossi, A., Ramazzotti, S., y Savvas, D. 2013. Soil fertility and plant nutrition. En W. Baudoin, R. Nono-Womdim, N. Litaladio, A. Hodder, N. Castilla, C. Leonardi, S. De Pascale, M. Qaryouti y R. Duffy (Eds.), *Good Agricultural Practices for greenhouse vegetable crops. Principles for Mediterranean climate areas* (pp. 205-269). Rome, Italy: FAO.
- Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leirós, M., y Seoane, S. 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology & Biochemistry*, 37(5), 877-887.
- Godoy-Durán, Á., Galdeano- Gómez, E., Pérez-Mesa, J.C., y Piedra-Muñoz, L. 2017. Assessing eco-efficiency and the determinants of horticultural family-farming in southeast Spain. *Journal of Environmental Management*, 204, 594–604.
- Gómez, D. 2003. *La horticultura en Almería. Bases para un plan de ordenación territorial y gestión medioambiental*. Fundación Cajamar. Almería, España.
- Gonet, S.S., y Debska, B. 2006. Dissolved organic carbon and dissolved nitrogen in soil under different fertilization treatments. *Plant, Soil and Environment*, 52(2), 55-63.
- González-Teruel, J.D., Torres-Sánchez, R., Blaya-Ros, P.J., Toledo-Moreo, A.B., Jiménez-Buendía, M., y Soto-Valles, F. 2019. Design and calibration of a low-cost SDI-12 soil moisture sensor. *Sensors*, 19(3), 491.
- Gosling, P., Parsons, N., y Bending, G.D. 2013. What are the primary factors controlling the light fraction and particulate soil organic matter content of agricultural soils?. *Biology and Fertility of Soils*, 49(8), 1001-1014.

- Goss, M.J., y Ehlers, W. 2009. The role of lysimeters in the development of our understanding of soil water and nutrient dynamics in ecosystems. *Soil Use and Management*, 25(3), 213-223.
- Gougoulas, C., Clark, J.M., y Shaw, L.J. 2014. The role of soil microbes in the global carbon cycle: tracking the below-ground microbial processing of plant-derived carbon for manipulating carbon dynamics in agricultural systems. *Journal of Science of Food and Agriculture*, 94(12), 2362–2371.
- Granados, M.R. 2011. *Nitrate leaching from soil-grown vegetable crops under greenhouse conditions in Almería: Magnitude, determining factors and development of an improved management system* (Tesis Doctoral). Universidad de Almería, Almería, España.
- Green, V.S., Cavigelli, M.A., Dao, T.H., y Flanagan, D.C. 2005. Soil physical properties and aggregate-associated C, N and P distributions in organic and conventional cropping systems. *Soil Science*, 170(10), 822–831.
- Gregorich, E.G., y Ellert, B.H. 1993. Light fraction and macroorganic matter in mineral soils (pp. 397-407). En M.R. Carter y B.A. Stewart (Eds.), *Soil sampling and methods of analysis*. Florida, USA: CRC Press, Boca Raton.
- Griffiths, B.S., Faber, J., y Bloem, J. 2018. Applying soil health indicators to encourage sustainable soil use: the transition from scientific study to practical application. *Sustainability*, 10(9), 3021.
- Grossmann, J., y Udluft, P. 1991. The extraction of soil water by the suction-cup method: A review. *Journal of Soil Science*, 42(1), 83-93.
- Gu, Y., Wag, P., y Kong, C. 2009. Urease, invertase, dehydrogenase and polyphenoloxidase activities in paddy soils influenced by allelopathic rice variety. *European Journal of Soil Biology*, 45(5-6), 436-441.
- Guaman, V., Bath, B., Hagman, J., Gunnarsson, A., y Persson, P. 2016. Short time effects of biological and inter-row subsoiling on yield of potatoes grown on a loamy sand, and on soil penetration resistance, root growth and nitrogen uptake. *European Journal of Agronomy*, 80, 55-65.

- Guimarães, D.V., Gonzaga, M.I.S., da Silva, T.O., da Silva, T.L., Dias, N.S., y Matias, M.I.S. 2013. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. *Soil & Tillage Research*, 126, 177-182.
- Gunal, E.A., Erdem, H., y Demirbas, A. 2018. Effects of three biochar types on activity of β -glucosidase enzyme in two agricultural soils of different textures. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 64(14), 1963-1974.
- Guo, J., Wang, B., Wang, G, Wu, Y., y Cao, F. 2018. Vertical and seasonal variations of soil carbon pools in ginkgo agroforestry systems in eastern China. *Catena*, 171, 450-459.
- Guo, Z., Han, H., Li, J., Xu, Y., y Wang, X. 2019a. Effects of long-term fertilization on soil organic carbon mineralization and microbial community structure. *Plos One*, 14(1), e0211163
- Guo Z., Zhang, L., Yang, W., Hua, L., y Cai, C. 2019b. Aggregate stability under long-term fertilization practices: the case of eroded ultisols of South-Central China. *Sustainability*, 11, 1169.
- Gura, I., y Mnkeni, P.N.S. 2019. Crop rotation and residue management effects under no till on the soil quality of a Haplic Cambisol in Alice, Eastern Cape, South Africa. *Geoderma*, 337, 927-934.
- Hamkalo, Z., y Bedernichek, T. 2014. Total, cold and hot water extractable organic carbon in soil profile: impact of land-use change. *Zemdirbyste-Agriculture*, 101(2), 125-132.
- Hamza, M.A., y Anderson, W.K. 2005. Soil compaction in cropping systems: a review of the nature, causes and possible solutions. *Soil & Tillage Research*, 82(2), 121-145.
- Han, H., Li, X., Niu, D., Hall, S.J., Guo, D., Wan, C., Learned, J.K., y Fu, H. 2015. Conventional tillage improves the storage of soil organic carbon in heavy fractions in the Loess Plateau, China. *Journal of Arid Land*, 7(5), 636-643.
- Haney, R.L., Brinton, W.F., y Evans, E. 2008. Estimating soil carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization from short-term carbon dioxide respiration. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39(17), 2706-2720.

- Hanse, B., Vermeulen, G.D., Tijink, F.G.J., Koch, H.J., y Märländer, B. 2011. Analysis of soil characteristics, soil management and sugar yield on top and averagely managed farms growing sugar beet (*Beta vulgaris* L.) in the Netherlands. *Soil & Tillage Research*, 117, 61–68.
- Hanson, B., Schwankl, L., y Fulton, A. 2004. *Scheduling irrigations: When and how much water to apply*. University of California Irrigation Program. University of California. USA.
- Hassan, W., Bashir, S., Ahmed, N., Tanveer, M., Shah, A.N., Bano, R., y David, J. 2016. Labile organic carbon fractions, regulator of CO₂ emission: effect of plant residues and water regimes. *Clean - Soil Air Water*, 44(10), 1358-1367.
- Haynes, R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. En D.L. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy* (pp. 221-268). NY, USA: Elsevier.
- Hazleton, P.A., y Murphy B.W. 2007. *Interpreting Soil Test Results: What Do All The Numbers Mean?*. Melbourne, Australia: CSIRO Publishing.
- He, Y., DeSutter, T., Hopkins, D., Wysocki, D.A., y Clay, D.E. 2015. Relationship between 1:5 soil/water and saturated paste extract sodium adsorption ratios by three extraction methods. *Soil Science Society of America Journal*, 79(2), 681-687.
- He, Y., DeSutter, T., Prunty, L., Hopkins, D., Jia, X., y Wysocki, D.A. 2012. Evaluation of 1:5 soil to water extract electrical conductivity methods. *Geoderma*, 185, 12-17.
- Helfrich, M., Flessa, H., Mikutta, R., Dreves, A., y Ludwig, B. 2007. Comparison of chemical fractionation methods for isolating stable soil organic carbon pools. *European Journal of Soil Science*, 58(6), 1316-1329.
- Hernández, T., Chocano, C., Moreno, J.L., y García, C. 2016. Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (*Lactuca sativa* L.) crops—Effects on soil and plant. *Soil & Tillage Research*, 160, 14-22.
- Hiel, M.P., Chélin, M., Parvin, N., Barbieux, S., Degrunne, F., Lemtiri, A., Colinet, G., Degré, A., Bodson, B., y Garré, S. 2016. Crop residue management in arable cropping

systems under temperate climate. Part 2: Soil physical properties and crop production. A review. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 20(1), 245-256.

Hochmuth, G. 2015. *Plant petiole sap-testing for vegetable crops*. IFAS Extension. University of Florida, USA.

Hochmuth, G, Maynard, D., Vavrina, C., Hanlon, E., y Simonne, E. 1991. *Plant tissue analysis and interpretation for vegetable crops in Florida*. IFAS Extension. University of Florida, USA.

Holik, L., Hlisnikovský, L., Honzík, R., Trögl, J., Burdová, H., y Popelka, J. 2019. Soil microbial communities and enzyme activities after long-term application of inorganic and organic fertilizers at different depths of the soil profile. *Sustainability*, 11(12), 3251.

Howell, T.A. 2005. Lysimetry. En D. Hillel (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment* (pp. 379-386). London, England: Academic Press.

Hu, J.L., Zhu, A.N., Wang, J.H., Dai, J., Wang, J.T., Chen, R.R., y Lin, X.G. 2013. Soil microbial metabolism and invertase activity under crop rotation and no-tillage in North China. *Plant, Soil and Environment*, 59(11), 511-516.

Huang, M., Jiang, L., Zou, Y., Xu, S., y Deng, G. 2013. Changes in soil microbial properties with no-tillage in Chinese cropping systems. *Biology and Fertility Soils*, 49(4), 373-377.

Hünemeyer, A.J., Velozo, R.C., y Müller, S. 1997. *Análisis del desarrollo sostenible en Centroamérica: indicadores para la agricultura y los recursos naturales*. San José, Costa Rica: IICA/GTZ.

Hurisso, T.T., Culman, S.W., Horwath, W.R., Wade, J., Cass, D., Beniston, J.W., Bowles, T.M., Grandy, A.S., Franzluebbers, A.J., Schipanski, M.E., Lucas, S.T., y Ugarte, C.M. 2016. Comparison of permanganate-oxidizable carbon and mineralizable carbon for assessment of organic matter stabilization and mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, 80(5), 1352-1364.

Ibrahim, M., Cao, C.G., Zhan, M., Li, C.F., y Iqbal, J. 2015. Changes of CO₂ emission and labile organic carbon as influenced by rice straw and different water regimes. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(1), 263-274.

- IAEA. 2008. *Field estimation of soil water content. A practical guide to methods, instrumentation, and sensor technology*. International Atomic Energy Agency, Viena, Austria.
- Imhoff, S., da Silva, A.P., Ghiberto, P.J., Tormena, C.A., Pilatti, M.A., y Libardi, P.L. 2016. Physical quality indicators and mechanical behavior of agricultural soils of Argentina. *Plos One*, 11(4), e0153827.
- Iovieno, P., Morra, L., Leone, A., Pagano, L., y Alfani, A. 2009. Effect of organic and mineral fertilizers on soil respiration and enzyme activities of two Mediterranean horticultural soils. *Biology and Fertility of Soils*, 45(5), 555-561.
- Isayenkov, S.V., y Maathuis, F.J.M. 2019. Plant salinity stress: many unanswered questions remain. *Frontiers in Plant Science*, 10, 80.
- Jabro, J.D., Stevens, W.B., Iversen, W.M., Allen, B.L., y Sainju, U.M. 2016. Suction cup samplers for estimating nitrate-nitrogen in soil water in irrigated sugarbeet production. *Journal of Environmental Protection*, 7(10), 1342-1354.
- Janzen, H.H., Larney, F.J., y Olson, B.M. 1992. Soil quality factors of problem soils in Alberta. En *Proceedings of 29th Annual Alberta Soil Science Workshop* (pp. 17-28). Lethbridge, Alberta, Canada.
- Järvan, M., Edesi, L., Adamson, A., y Võsa, T. 2014. Soil microbial communities and dehydrogenase activity depending on farming systems. *Plant, Soil and Environment*, 60(10), 459-463.
- Jat, H.S., Datta, A., Choudhary, M., Sharma, P.C., Yadav, A.K., Choudhary, V., Gathala, M.K., Jat, M.L., y McDonald, A. 2019a. Climate Smart Agriculture practices improve soil organic carbon pools, biological properties and crop productivity in cereal-based systems of North-West India. *Catena*, 181, 104059.
- Jat, H.S., Datta, A., Choudhary, M., Yadav, A.K., Choudhary, V., Sharma, P.C., Gathala, M.K., Jat, M.L., y McDonald, A. 2019b. Effects of tillage, crop establishment and diversification on soil organic carbon, aggregation, aggregate associated carbon and productivity in cereal systems of semi-arid Northwest India. *Soil & Tillage Research*, 190, 128-138.

- Jiang, H.M., Jiang, J.P., Jia, Y., Li, F.M., y Xu, J.Z. 2006. Soil carbon pool and effects of soil fertility in seeded alfalfa fields on the semi-arid Loess Plateau in China. *Soil Biology & Biochemistry*, 38(8), 2350-2358.
- Jin, K., White, P.J., Whalley, W.R., Shen, J., y Shi, L. 2017. Shaping an optimal soil by root–soil interaction. *Trends Plant Science*, 22(10), 823–829.
- Johannes, A., Weisskopf, P., Schulin, R., y Boivin, P. 2019. Soil structure quality indicators and their limit values. *Ecological Indicators*, 104, 686-694.
- Jokela, W.E., Grabber, J.H., Karlen, D.L., Balser, T.C., y Palmquist, D.E. 2009. Cover crop and liquid manure effects on soil quality indicators in a corn silage system. *Agronomy Journal*, 101(4), 727–737.
- Jokubauskaite, I., Slepetiene, A., y Karcauskiene, D. 2015. Influence of different fertilization on the dissolved organic carbon, nitrogen and phosphorus accumulation in acid and limed soils. *Eurasian Journal of Soil Science*, 4(2), 137-143.
- Juhos, K., Czigány, S., Madarász, B., y Ladányi, M. 2019. Interpretation of soil quality indicators for land suitability assessment – A multivariate approach for Central European arable soils. *Ecological Indicators*, 99, 261-272.
- Junta de Andalucía. 2015. *Caracterización de los invernaderos de Andalucía*. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural.
- Kalhor, S.A., Xu, X., Chen, W., Hua, R., Raza, S., y Ding, K. 2017. Effects of different land-use systems on soil aggregates: a case study of the Loess Plateau (Northern China). *Sustainability*, 9(8), 1349.
- Kallenbach, C., y Grandy, A.S. 2011. Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 241–252.
- Karaca, A., Cetin, S.C., Turgay, O.C., y Kizilkaya, R. 2011. Soil enzymes as indication of soil quality. En G. Shukla y A. Varma, A. (Eds.), *Soil Enzymology*. *Soil Biology* 22 (pp 119-148). Berlin, Germany: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Karasawa, T., Takebe, M., Sato, F., Komada, M., Nagaoka, K., Takenaka, M., Urashima, Y., Nishimura, S., Takahashi, S., y Kato, N. 2015. Trends of lettuce and

carrot yields and soil enzyme activities during transition from conventional to organic farming in an Andosol. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61(2), 295-311.

Kargas, G., Chatzigiakoumis, I., Kollias, A., Spiliotis, D., Massas, I., y Kerkides, P. 2018. Soil salinity assessment using saturated paste and mass soil:water 1:1 and 1:5 ratios extracts. *Water*, 10(11), 1589.

Karlen, D.L., Andrews, S.S., y Wienhold, B.J. 2004. Soil quality, fertility and health - Historical context, status and perspectives. En P. Schjønning, S. Elmholt y B.T. Christensen (Eds.), *Managing soil quality: challenges in modern agriculture* (pp. 25). London, UK: CABI Publishing.

Karlen, D.L., Andrews, S.S., Weinhold, B.J., y Doran, J.W. 2003. Soil quality: Humankind's foundation for survival. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(4), 171-179.

Karlen, D.L., y Stott, D.E. 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. En J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicsek y B.A. Stewart (Eds.), *Defining Soil Quality for Sustainable Environment* (pp. 53–72). Madison, WI, USA: SSSA.

Kaschuk, G., Alberton, O, y Hungria, M. 2010. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. *Soil Biology & Biochemistry*, 42(1), 1-13.

Kaufmann, M., Tobias, S., y Schulin, R. 2010. Comparison of critical limits for crop plant growth based on different indicators for the state of soil compaction. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173(4), 573–583.

Khan, S.R., Abbasi, M.K., y Hussan, A.U. 2012. Effect of induced soil compaction on changes in soil properties and wheat productivity under sandy loam and sandy clay loam soils: a greenhouse experiment. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 43(19), 2550-2563.

Khatoon, H., Solanki, P., Narayan, M., Tewari, L., y Rai, J.P.N. 2017. Role of microbes in organic carbon decomposition and maintenance of soil ecosystem. *International Journal of Chemical Studies*, 5(6), 1648-1656.

Kindler, R., Siemens, J., Kaiser, K., Walmsley, D. C., Bernhofer, C., Buchmann, N., Cellier, P., Eugster, W., Gleixner, G., Grünwald, T., Heim, A., Ibrom, A., Jones, S. K., Jones, M., Klumpp, K., Kutsch, W., Larsen, K. S., Lehuger, S., Loubet, B., McKenzie, R., Moors, E., Osborne, B., Pilegaard, K., Rebmann, C., Saunders, M., Schmidt, M. W. I., Schrumpf, M., Seyfferth, J., Skiba, U., Soussana, J. F., Sutton, M. A., Tefs, C., Vowinckel, B., Zeeman, M. J., y Kaupenjohann, M. 2011. Dissolved carbon leaching is a crucial component of the net ecosystem carbon balance. *Global Change Biology*, 17(2), 1167–1185.

Kirschenmann, F. 2010. Alternative agriculture in an energy- and resource - depleting future. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 25(2), 85–89.

Kizito F., Campbell, C.S., Campbell, G.S., Cobos, D.R., Teare, B.L., Carter, B., y Hopmans, J.W. 2008. Frequency, electrical conductivity and temperature analysis of a low-cost capacitance soil moisture sensors. *Journal of Hydrology*, 352(3-4), 367–378.

Kladivko, E.J., Helmers, M.J., Abendroth, L.J., Herzmann, D., Lal, R., Castellano, M.J., Mueller, D.S., Sawyer, J.E., Anex, R.P., Arritt, R.W., Basso, B., Bonta, J.V., Bowling, L.C., Cruse, R.M., Fausey, N.R., Frankenberger, J.R., Gassman, P.W., Gassmann, A.J., Kling, C.L., Kravchenko, A., Lauer, J.G., Miguez, F.E., Nafziger, E.D., Nkongolo, N., O'Neal, M., Owens, L.B., Owens, P.R., Scharf, P., Shipitalo, M.J., Strock, J.S., y Villamil, M.B. 2014. Standardized research protocols enable transdisciplinary research of climate variation impacts in corn production systems. *Journal Soil Water Conservation*, 69(6), 532–542.

Kojima, Y., Shigeta, R., Miyamoto, N., Shirahama, Y., Nishioka, K., Mizoguchi, M., y Kawahara, Y. 2016. Low-cost soil moisture profile probe using thin-film capacitors and a capacitive touch sensor. *Sensors*, 16(8), 1292.

Kolka, R., Weishampel, P., y Fröberg, M. 2008. Measurement and importance of dissolved organic carbon. En C.M. Hoover (Ed.), *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring*. Dordrecht, Netherland: Springer.

Komatsuzaki, M., y Ohta, H. 2007. Soil management practices for sustainable agro-ecosystems. *Sustainability Science*, 2(1), 103-120.

Kopittke, P.M., Menzies, N.W., Wang, P., McKenna, B.A., y Lombi, E. 2019. Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environment International*, 132, 105078.

Kosmas, C., Kairis, O., Karavitis, C., Ritsema, C., Salvati, L., Acikalin, S., Alcalá, M., Alfama, P., Atlhopheng, J., Barrera, J., Belgacem, A., Sole-Benet, A., Brito, J., Chaker, M., Chanda, R., Coelho, C., Darkoh, M., Diamantis, I., Ermolaeva, O., Fassouli, V., Fei, W., Feng, J., Fernandez, F., Ferreira, A., Gokceoglu, C., Gonzalez, D., Gungor, H., Hessel, R., Juying, J., Khatteli, H., Khitrov, N., Kounalaki, A., Laouina, A., Lollino, P., Lopes, M., Magole, L., Medina, L., Mendoza, M., Morais, P., Mulale, K., Ocakoglu, F., Ouessar, M., Ovalle, C., Perez, C., Perkins, J., Pliakas, F., Polemio, M., Pozo, A., Prat, C., Qinke, Y., Ramos, A., Ramos, J., Riquelme, J., Romanenkov, V., Rui, L., Santaloia, F., Sebegu, R., Sghaier, M., Silva, N., Sizemskaya, M., Soares, J., Sonmez, H., Taamallah, H., Tezcan, L., Torri, D., Ungaro, F., Valente, S., de Vente, J., Zagal, E., Zeiliger, A., Zhonging, W., y Ziogas, A. 2014. Evaluation and selection of indicators for land degradation and desertification monitoring: methodological approach. *Environmental Management*, 54(5), 951–970.

Kumar, B., y Babalad, H. 2018. Soil organic carbon, carbon sequestration, soil microbial biomass carbon and nitrogen and soil enzymatic activity as influenced by conservation agriculture in pigeonpea and soybean intercropping system. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 7(3), 323-333.

Kumar, R., Singh, V., y Upadhyay, A. 2017. Soil Analysis. En R. Kumar, V. Singh, y A. Upadhyay (Ed.), *Planning and Evaluation of Irrigation Projects* (pp. 505-523). Oxford, UK: Elsevier.

Kumar, S., Nakajima, T., Mbonimpa, E.G., Gautam, S., Somirredy, U.R., Kadono, A., Lal, R., Chintala, R., Rafique, R., y Fausey, N. 2014. Long-term tillage and drainage influences on soil organic carbon dynamics, aggregate stability and corn yield. *Soil Science and Plant Nutrition*, 60(1), 108-118.

Kuzyakov, Y. 2006. Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology & Biochemistry*, 38(3), 425-448.

Labrador, J. 2008. *Manejo del suelo en los sistemas agrícolas de producción ecológica*. Sociedad Española de Agricultura Ecológica.

- Lagomarsino, A., Moscatelli, M.C., Di Tizio, A., Mancinelli, R., Grego, S., y Marinari, S. 2009. Soil biochemical indicators as a tool to assess the short-term impact of agricultural management on changes in organic C in a Mediterranean environment. *Ecological Indicators*, 9(3), 518-527.
- Lai, L., Zhao, X., Jiang, L., Wang, Y., Luo, L., Zheng, Y., Chen, X., y Rimmington, G.M. 2012. Soil respiration in different agricultural and natural ecosystems in an arid region. *Plos One*, 7(10), e48011.
- Laik, R., Kumar, K., Das, D.K., y Chaturvedi, O.P. 2009. Labile soil organic matter pools in a calciorthent after 18 years of afforestation by different plantations. *Applied Soil Ecology*, 42(2), 71-78.
- Laishram, J., Saxena, K.G., Maikhuri, R.K., y Rao, K.S. 2012. Soil quality and soil health: A review. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 38(1), 19-37.
- Lal, R. 1999. *Soil quality and soil erosion* (pp. 58). Ankeny, Iowa, USA.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1-2), 1-22.
- Lal, R., 2017. *Encyclopedia of Soil Science* (pp. 1010). NY, USA: CRC Press, Boca Raton.
- Lamont, W. J. 2009. Overview of the use of high tunnels worldwide. *HortTechnology*, 19(1), 25-29.
- Lamprey, S., Xie, J., Li, L., Coulter, J.A., y Jagadabhi, P.S. 2019. Influence of organic amendment on soil respiration and maize productivity in a semi-arid environment. *Agronomy*, 9(10), 611.
- Larson, W.E., y Pierce, F.J. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. En C.R. Elliot (Ed.), *Evaluation for sustainable land management in the developing world* (pp. 175-203). Bangkok, Thailand: IBSRAM
- Larson, W.E., y Pierce, F.J. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. En J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek y B.A. Stewart

(Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment* (pp. 35-51). Madison, WI, USA: SSSA.

Lauber, C.L., Strickland, M.S., Bradford, M.A., y Fierer, N. 2008. The influence of soil properties on the structure of bacterial and fungal communities across land-use types. *Soil Biology & Biochemistry*, 40(9), 2407–2415.

Lawniczak, A.E., Zbierska, J., Nowak, B., Achtenberg, K., Grześkowiak, A., y Kanas, K. 2016. Impact of agriculture and land use on nitrate contamination in groundwater and running waters in central-west Poland. *Plos One*, 188(3), 172.

Le Bissonnais, Y., Prieto, I., Roumet, C., Nespoulous, J., Metayer, J., Huon, S., Villatoro, M., y Stokes, A. 2018. Soil aggregate stability in Mediterranean and tropical agro-ecosystems: effect of plant roots and soil characteristics. *Plant and Soil*, 424(1-2), 303-317.

Lehtinen, T., Schlatter, N., Baumgarten, A., Bechini, L., Kruger, J., Grignani, C., Zavattaro, L., Costamagna, C., y Spiegel, H. 2014. Effect of crop residue incorporation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in European agricultural soils. *Soil Use and Management*, 30(4), 524-538.

Lehman, R.M., Cambardella, C.A., Stott, D.E., Acosta-Martinez, V., Manter, D.K., Buyer, J.S., Maul, J.E., Smith, J.L., Collins, H.P., Halvorson, J.J., Kremer, R.J., Lundgren, J.G., Ducey, T.F., Jin, V.L., y Karlen, D.L. 2015. Understanding and enhancing soil biological health: The solution for reversing soil degradation. *Sustainability*, 7(1), 988-1027.

Leifeld, J. y Kögel-Knabner, I. 2005. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use?. *Geoderma*, 124(1-2), 143–155.

Leite, D.C.A., Balieiro, F.C., Pires, C.A., Madari, B.E., Rosado, A.S., Coutinho, H.L.C., y Peixoto, R.S. 2014. Comparison of DNA extraction protocols for microbial communities from soil treated with biochar. *Brazilian Journal of Microbiology*, 45(1), 175-183.

Lekshmi, S.U.S., Singh, D.N., y Baghini, M.S. 2014. A critical review of soil moisture measurement. *Measurement*, 54, 92-105.

- Lemke, R.L., Vandenbygaart, B., Campbell, C.A., Lafond, G.P., y Grant, B. 2010. Crop residue removal and fertilizer N: Effects on soil organic carbon in a long-term crop rotation experiment on a Udic Boroll. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135(1-2), 42-51.
- Letey, J., Sojka, R.E., Upchurch, D.R., Cassel, D.K., Olson, K.R., Payne, W.A., Petrie, S.E., Price, G.H., Reginato, R.J., Scott, H.D., Smethurst, P.J., y Triplett, G.B. 2003. Deficiencies in the soil quality concept and its application. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(4), 180–187.
- Li, J., Liu, H., Wang, H., Luo, J., Zhang, X., Liu, Z., Zhang, Y., Zhai, L., Lei, Q., Ren, T., Li, Y., y Bashir, M.A. 2018a. Managing irrigation and fertilization for the sustainable cultivation of greenhouse vegetables. *Agriculture Water Management*, 210, 354-363.
- Li, J., Wu, X., Gebremikael, M.T., Wu, H., Cai, D., Wang, B., Li, B., Zhang, J., Li, Y., y Xi, J. 2018b. Response of soil organic carbon fractions, microbial community composition and carbon mineralization to high-input fertilizer practices under an intensive agricultural system. *Plos One*, 13(4), e0195144.
- Li, L., Xu, M., Ali, M.E., Zhang, W., Duan, Y., y Li, D. 2018c. Factors affecting soil microbial biomass and functional diversity with the application of organic amendments in three contrasting cropland soils during a field experiment. *Plos One*, 13(9), e0203812.
- Li, Y., Chang, S.X., Tian, L., y Zhang, Q. 2018d. Conservation agriculture practices increase soil microbial biomass carbon and nitrogen in agricultural soils: A global meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 121, 50-58.
- Liao, J., Liang, Y., y Huang, D. 2018. Organic farming improves soil microbial abundance and diversity under greenhouse condition: A case study in Shanghai (Eastern China). *Sustainability*, 10(10), 3825.
- Lim, T.J., Spokas, K.A., Feyereisen, G., y Novak, J.M. 2016. Predicting the impact of biochar additions on soil hydraulic properties. *Chemosphere*, 142, 136-144.

- Lim, S.J., Shin, M.N., Son, J.K., Song, J.D., Cho, K.H., Lee, S.H., Ryu, J.H., y Cho, J.Y. 2017. Evaluation of soil pore-water salinity using a Decagon GS3 sensor in saline-alkali reclaimed tidal lands. *Computers and Electronics in Agriculture*, 132, 49-55.
- Lima, A.C.R., Brussaard, L., Totola, M.R., Hoogmoed, W.B., y de Goede, R.G.M. 2013. A functional evaluation of three indicator sets for assessing soil quality. *Applied Soil Ecology*, 64, 194-200.
- Lin, S., Wang, S., Si, Y., Yang, W., Zhu, S., y Ni, W. 2017. Variations in enzymatic stoichiometric and microbial characteristics in paddy soil as affected by long-term integrated organic-inorganic fertilization. *Plos One*, 12(12), e0189908.
- Lipiec, J., Frac, M., Brzezinska, M., Turski, M., y Oszust, K. 2016. Linking microbial enzymatic activities and functional diversity of soil around earthworm burrows and casts. *Frontiers in Microbiology*, 7, 1361.
- Lipiec, J., Medvedev, V.V., Birkas, M., Dumitru, E., Lydina, T.E., Rousseva, S., y Fulajtár, E. 2003. Effect of soil compaction on root growth and crop yield in Central and Eastern Europe. *International Agrophysics*, 17(2), 61-69.
- Liu, C.W., Sung, Y., Chen, B.C., y Lai, H.Y. 2014. Effects of nitrogen fertilizers on the growth and nitrate content of lettuce (*Lactuca sativa* L.). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(4), 4427-4440.
- Liu, D.L., Zeleke, K.T., Wang, B., Macadam, I., Scott, F., y Martin, R.J. 2017. Crop residue incorporation can mitigate negative climate change impacts on crop yield and improve water use efficiency in a semiarid environment. *European Journal of Agronomy*, 85, 51-68.
- Llanderal, A., García-Caparrós, P., Contreras, J.I., Segura, M.L., y Lao, M.T. 2019. Spatio-temporal variations in nutrient concentration in soil solution under greenhouse tomato. *Journal of Plant Nutrition*, 42(8), 842-852.
- Lori, M., Symnaczik, S., Mäder, P., De Deyn, G., y Gattinger, A. 2017. Organic farming enhances soil microbial abundance and activity - A metaanalysis and meta-regression. *Plos One*, 12(7), e0180442

- Loveland, P., y Webb, J. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil & Tillage Research*, 70(1), 1-18.
- Luo, P., Han, X., Wang, Y., Han, M., Shi, H., Liu, N., y Bai, H. 2015. Influence of long-term fertilization on soil microbial biomass, dehydrogenase activity, and bacterial and fungal community structure in a brown soil of northeast China. *Annals of Microbiology*, 65(1), 533-542.
- Machado, R, do Rosario, M., Oliveira, G., y Portas, C.A.M. 2003. Tomato root distribution, yield and fruit quality under subsurface drip irrigation. *Plant Soil*, 255(1), 333–341.
- Machado, R., y Serralheiro, R. 2017. Soil Salinity: Effect on vegetable crop growth. management practices to prevent and mitigate soil salinization. *Horticulturae*, 3(2), 30.
- Mahajan, N. C., Mrunalini, K., Prasad, K.S.K., Naresh, R.K., y Sirisha, L. 2019. Soil quality indicators, building soil organic matter and microbial derived inputs to soil organic matter under conservation agriculture ecosystem: a review. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 8(2), 1859-1879.
- Magán, J.J., Derivry, E., Purgaj, B.D., Campillo, C., del Castillo, J., de Paz, J.M., Vandewoestijne, E., Melis, P., y Thompson, R. 2018. *Evaluation report of on-site implementation of technologies to improve water and nutrient use efficiency for soil crops*. FERTINNOWA Project.
- Malik, A.A., Chowdhury, S., Schlager, V., Oliver, A., Puissant, J., Vázquez, P.G.M., Jehmlich, N., von Bergen, M., Griffiths, R.I., y Gleixner, G. 2016. Soil fungal: Bacterial ratios are linked to altered carbon cycling. *Frontiers in Microbiology*, 7, 1247.
- Mancini, L. 2013. Conventional, organic and polycultural farming practices: Material intensity of italian crops and foodstuffs. *Resources*, 2(4), 628-650.
- Mandal, U.K., Burman, D., Mahanta, K.K., Sarangi, S.K., Raut, S., Mandal, S., Maji, B., y Bandyopadhyay, B. 2015. Bulk soil electrical conductivity for coastal salt affected soils of West Bengal. *Journal Indian Society of Coastal Agricultural Research*, 33(1), 11-18.

- Maninder K.W., y Warren, A.D. 2018. Selected soil physical properties and aggregate-associated carbon and nitrogen as influenced by gypsum, crop residue, and glucose. *Geoderma*, 320, 67-73.
- Manna, M.C., Rao, S., y Mandal, A. 2015. Impact of agricultural land management practices on soil carbon sequestration. *Indian Journal of Soil Conservation*, 43(3), 204-212.
- Marañés, A., Sánchez, J.A., de Haro, S., Sánchez, S., y del Moral, F. 1998. *Análisis de suelo. Metodología e interpretación*. Universidad de Almería, Almería, España.
- Marchi, E.C.S., Zotarelli, L., Delgado, J.A., Rowland, D.L., y Marchi, G. 2016. Use of the nitrogen index to assess nitrate leaching and water drainage from plastic-mulched horticultural cropping systems of Florida. *International Soil and Water Conservation Research*, 4(4), 237-244.
- Marinari, S., Mancinelli, R., Brunetti, P., y Campiglia, E. 2015. Soil quality, microbial functions and tomato yield under cover crop mulching in the Mediterranean environment. *Soil & Tillage Research*, 145, 20-28.
- Martín-Lammerding, D., Tenorio, J.L., Albarrán, M.M., Zambrana, E., y Walter, I. 2013. Influence of tillage practices on soil biologically active organic matter content over a growing season under semiarid Mediterranean climate. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 11(1), 232-243.
- Martinez, C., y Tabatabai, M. 1997. Decomposition of biotechnology by-products in soils. *Journal of Environmental Quality*, 26(3), 625-632.
- Martínez-Salgado, M.M., Gutiérrez-Romero, V., Janssens, M., y Ortega-Blu, R. 2010. Biological soil quality indicators: A review. En A. Méndez-Vilas (Ed.), *Current Research, Technology and Education Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology* (pp. 319-328). Badajoz, España: Formatex Research Center 1.
- McCauley, A., Jones, C., y Olson-Rutz, K. 2017. *Soil pH and organic matter*. Nutrient Management, Module 8. Montana State University.

- Mehra, P., Sarkar, B., Bolan, N., Chowdhury, S., y Desbiolles, J. 2019. Impact of carbonates on the mineralisation of surface soil organic carbon in response to shift in tillage practice. *Geoderma*, 339, 94-105.
- Meissner, R., Rupp, H., Seeger, J., Ollesch, G., y Gee, G.W. 2010. A comparison of water flux measurements: passive wick-samplers versus drainage lysimeters. *European Journal of Soil Science*, 61(4), 609-621.
- Melero, S., Madejón, E., Ruiz, J.C., y Herencia, J.F. 2007. Chemical and biochemical properties of a clay soil under dryland agriculture system as affected by organic fertilization. *European Journal of Agronomy*, 26(3), 327-334
- Melo, W., Delarica, D., Guedes, A., Lavezzo, L., Donha, R., de Araújo, A., de Melo, G., y Macedo, F. 2018. Ten years of application of sewage sludge on tropical soil. A balance sheet on agricultural crops and environmental quality. *Science of the Total Environment*, 643, 1493-1501.
- Merante, P., Dibari, C., Ferrise, R., Sánchez, B., Iglesias, A., Lesschen, J.P., Kuikman, P., Yeluripati, J., Smith, P., y Bindi, M. 2017. Adopting soil organic carbon management practices in soils of varying quality: implications and perspectives in Europe. *Soil & Tillage Research*, 165, 95-106.
- Merino, C., Godoy, R., y Matus, F. 2016. Soil enzymes and biological activity at different levels of organic matter stability. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 16(1), 14-30.
- Merrington, G., Fishwick, S., Barraclough, D., Morris, J., Preedy, N., Boucard, T., Reeve, M., Smith, P., y Fang, C. 2006. *The development and use of soil quality indicators for assessing the role of soil in environmental interactions*. Environment Agency, Bristol, UK.
- Mertens, J., Diels, J., Vanderborght, J., y Feyen, J. 2007. Numerical analysis of passive capillary wick samplers prior to field installation. *Soil Science Society America Journal*, 71(1), 35-42.
- Mi, W., Wu, L., Brookes, P.C., Liu, Y., Zhang, X., y Yang, X. 2016. Changes in soil organic carbon fractions under integrated management systems in low-productivity

paddy soil given different organic amendments and chemical fertilizer. *Soil & Tillage Research*, 163, 64-70.

Min, J., Zhang, H., y Shi, W. 2012. Optimizing nitrogen input to reduce nitrate leaching loss in greenhouse vegetable production. *Agricultural Water Management*, 111, 53-59.

Minasny, B., y McBratney, A.B. 2018. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. *European Journal of Soil Science*, 69(1), 39-47.

Mingorance, M.D., Barahona, E., y Fernández-Gálvez, J. 2007. Guidelines for improving organic carbon recovery by the wet oxidation method. *Chemosphere*, 68(3), 409-413.

Mirsky, S.B., Lanyon, L.E., y Needelman, B.A. 2008. Evaluating soil management using particulate and chemically labile soil organic matter fractions. *Soil Science Society America Journal*, 72(1), 180-185.

Moebius-Clune, B.N., Moebius-Clune, D.J., Gugino, B.K., Idowu, O.J., Schindelbeck, R.R., Ristow, A.J., van Es, H.M., Thies, J.E., Shayler, H.A., McBride, M.B., Kurtz, K.S.M., Wolfe, D.W., y Abawi, G.S. 2016. *Comprehensive Assessment of Soil Health*. NY, USA: The Cornell Framework.

Molina, J. 2004. El papel de la agricultura intensiva en la economía de la provincia de Almería. *Revista de Humanidades y Ciencias Sociales del Instituto de Estudios Almerienses*, 19, 13-38.

Molina-Sánchez, L., Sánchez-Martos, F., Daniele, L., Vallejos, A., y Pulido-Bosch, A. 2015. Interaction of aquifer-wetland in a zone of intensive agriculture: the case of Campo de Dalías (Almería, SE Spain). *Environmental Earth Sciences*, 73(6), 2869-2880.

Monaci, E., Polverigiani, S., Neri, D., Bianchelli, M., Santilocchi, R., Toderi, M., D'Ottavio, P., y Vischetti, C. 2017. Effect of contrasting crop rotation systems on soil chemical and biochemical properties and plant root growth in organic farming: First results. *Italian Journal of Agronomy*, 12(4), 364-374.

Mondal, S., Das, T.K., Thomas, P., Mishra, A.K., Bandyopadhyay, K.K., Aggarwal, P., y Chakraborty, D. 2019. Effect of conservation agriculture on soil hydro-physical

- properties, total and particulate organic carbon and root morphology in wheat (*Triticum aestivum*) under rice (*Oryza sativa*)-wheat system. *Indian Journal of Agricultural Sciences*, 89(1), 46-55.
- Mondini, C., Bigot, G., Sinicco, T., y Mosetti, D. 2019. Biochemical indicators of soil fertility in vineyards with different conservative management systems. *BIO Web of Conferences*, 13, 04009.
- Montesano, F.F., van Iersel, M.W., Boari, F., Cantore, V., D'Amato, G., y Parente, A. 2018. Sensor-based irrigation management of soilless basil using a new smart irrigation system: Effects of set-point on plant physiological responses and crop performance. *Agricultural Water Management*, 203, 20-29.
- Morugán-Coronado, A., García-Orenes, F., y Cerdá, A. 2015. Changes in soil microbial activity and physicochemical properties in agricultural soils in Eastern Spain. *Spanish Journal of Soil Science*, 5(3), 201-213.
- Motavalli, P., Nelson, K., Udawatta, R., Jose, S., y Bardhan, S. 2013. Global achievements in sustainable land management. *International Soil and Water Conservation Research*, 1(1), 1-10.
- Mukherjee, A., y Lal, R. 2014. Comparison of soil quality index using three methods. *Plos One*, 9(8), e105981.
- Mursec, M. 2011. *Agricultural practices impact on soil quality and health : case study of Slovenian irrigated or organic orchards* (Tesis Doctoral). Universidad de Borgoña, Dijon, Francia.
- Musyoka, M., Adamtey, N., Muriuki, A.W., Bautze, D., Karanja, E.N., Mucheru-Muna, M., Fiaboe, K.K.M., y Cadisch, G. 2019. Nitrogen leaching losses and balances in conventional and organic farming systems in Kenya. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 114(3), 237–260.
- Nannipieri, P., y Paul, E. 2009. The chemical and functional characterization of soil N and its biotic components. *Soil Biology & Biochemistry*, 41(12), 2357–2369.
- Naresh, R.K., Timsina, J., Bhaskar, S., Gupta, R.K., Singh, A.K., Dhaliwal, S.S., Rathore, R.S., Kumar, V., Singh, S.P., Tyagi, S., Kumar, S., y Mahajan, N.C. 2017.

Effects of tillage, residue and nutrient management on soil organic carbon dynamics and its fractions, soil aggregate stability and soil carbon sequestration: a review. *EC Nutrition*, 12(2), 53-80.

Nascente, A.S., Li, Y., y Crusciol, C.A.C. 2015. Soil aggregation, organic carbon concentration, and soil bulk density as affected by cover crop species in a no-tillage system. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 39(3), 871-879.

Navarro-Hellín, H., Torres-Sánchez, T., Soto-Valles, F., Albaladejo-Pérez, López-Riquelme, J.A., y Domingo-Miguel, R. 2015. A wireless sensors architecture for efficient irrigation water management. *Agriculture Water Management*, 151, 64-74.

Naveed, M., Moldrup, P., Vogel, H.-J., Lamandé, M., Wildenschild, D., Tuller, M., y de Jonge, L.W. 2014. Impact of long-term fertilization practice on soil structure evolution. *Geoderma*, 217, 181–189.

Nawaz, M., Bourrié, G., y Trolard, F. 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(2), 291-309.

Nayak, A.K., Gangwar, B., Shukla, A.K., Mazumdar, S.P., Kumar, A., Raja, R., Kumar, A., Kumar, V., Rai, P.K., y Mohan, U. 2012. Long-term effect of different integrated nutrient management on soil organic carbon and its fractions and sustainability of rice–wheat system in Indo Gangetic Plains of India. *Field Crops Research*, 127, 129–139.

Nayak, A.K., Rahman, M.M., Naidu, R., Dhal, B., Swain, C.K., Nayak, A.D., Tripathi, R., Shahid, M., Islam, M.R. y Pathak, H. 2019. Current and emerging methodologies for estimating carbon sequestration in agricultural soils: A review. *Science of the Total Environment*, 665, 890-912.

Nedunchezhiyan, M., Byju, G., Dash, S.N., y Ranasingh, N. 2013. Selected soil enzyme activities, soil microbial biomass carbon, and root yield as influenced by organic production systems in sweet potato. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 44(8), 1322-1339.

Neogi, S., Bhattacharyya, P., Roy, K.S., Panda, B. B., Nayak, A.K., Rao, K.S., y Manna, M.C. 2014. Soil respiration, labile carbon pools, and enzyme activities as affected by tillage practices in a tropical rice–maize–cowpea cropping system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(7), 4223-4236.

- Nie, X., Zhang, J., y Su, Z. 2013. Dynamics of soil organic carbon and microbial biomass carbon in relation to water erosion and tillage erosion. *Plos One*, 8(5), e64059.
- Nikolaou, G., Neocleous, D., Katsoulas, N., y Kittas, C. 2019. Irrigation of greenhouse crops. *Horticulturae*, 5(1), 7.
- Nisen, A., Grafiadellis, M., Jiménez, R., La Malfa, G., Martínez-García, P.F., Monteiro, A., Verlodt, H., Villele, O., Zabeltitz, C.H., Denis, J.C., Baudoin, W., y Garnaud, J.C. 1988. *Cultures protegees en climat mediterraneen*. Rome, Italy: FAO.
- Norris, C.E., y Congreves, K.A. 2018. Alternative management practices improve soil health indices in intensive vegetable cropping systems: A review. *Frontiers in Environment Science*, 6, 50.
- Nortcliff, S. 2002. Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88(2), 161–168.
- Nouri, A., Lee, J., Yin, X., Tyler, D.D., y Saxton, A.M. 2019. Thirty-four years of no-tillage and cover crops improve soil quality and increase cotton yield in Alfisols, Southeastern USA. *Geoderma*, 337, 998-1008.
- NRCS, 2008. *Soil quality physical indicators: Selecting dynamic soil properties to assess soil function*. Soil quality technical Note 10. USDA.
- NRCS, 2011. Soil Quality for Environmental Health. Recuperado de http://www.soilquality.org/management/problem_solver.html (última visita: 23/04/2020).
- Nyawade, S.O., Karanja, N.N., Gachene, C.K.K., Gitari, H.I., Schulte-Geldermann, E., y Parker, M.L. 2019. Short-term dynamics of soil organic matter fractions and microbial activity in smallholder potato-legume intercropping systems. *Applied Soil Ecology*, 142, 123-135.
- Nyiraneza, J., Vernon, R., Yvonne, U., Fraser, T.D., Erin, S., Fillmore S., y Mills, A. 2018. Long-term manure application effects on nutrients and selected enzymes involved in their cycling. *Soil Science Society of America Journal*, 82(6), 1404-1414.

- Obade, V.P. y Lal, R. 2016. Towards a standard technique for soil quality assessment. *Geoderma*, 265, 96-102.
- Oduor, C.O., Karanja, N.K., Onwonga, R.N., Mureithi, S.M., Pelster, D., y Nyberg, G. 2018. Enhancing soil organic carbon, particulate organic carbon and microbial biomass in semi-arid rangeland using pasture enclosures. *BMC Ecology*, 18, 45.
- Okur, N., Gocmez, S., y Tuzel, Y. 2006. Effect of organic manure application and solarization on soil microbial biomass and enzyme activities under greenhouse conditions. *Biological Agriculture & Horticulture*, 23(3), 305-320.
- Oldfield, E.E., Bradford, M.A., y Wood, S.A. 2019. Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields. *Soil*, 5(1), 15-32.
- Oliver, D.P., Bramley, R.G.V., Riches, D., Porter, I., y Edwards, J. 2013. Review: Soil physical and chemical properties as indicators of soil quality in Australian viticulture. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, 19(2), 129-139.
- Oliver, J.C., González, J., y Rosel, J. 2009. Análisis no paramétrico de la interacción de dos factores mediante el contraste de rangos alineados. *Psicothema*, 21(1), 152–158.
- Olsen, J.K., y Lyons, D.J. 1994. Petiole sap nitrate is better than total nitrogen in dried leaf for indicating nitrogen status and yield responsiveness of capsicum in subtropical Australia. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 34(6), 835–843.
- Onemli F. 2004. The effects of soil organic matter on seedling emergence in sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Plant, Soil and Environment*, 50(11), 494–499.
- Ontl, T.A., Cambardella, C.A., Schulte, L.A., y Kolka, R.K. 2015. Factors influencing soil aggregation and particulate organic matter responses to bioenergy crops across a topographic gradient. *Geoderma*, 255, 1–11.
- Oshunsanya, S.O., y Nwosu, N.J. 2018. Soil-water-crop relationship: a case study of cassava in the tropics. En V. Waisundara (Ed.), *Cassava* (pp. 163-181). London, UK: IntechOpen.
- Oszust, K., Frąc, M., y Lipiec, J. 2015. Soil microbial functionality in response to dairy sewage sludge and mineral fertilisers application under winter rape. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(11), 3675-3684.

- Oyonarte, C., Rey, A., Raimundo, J., Miralles, I., y Escribano, P. 2012. The use of soil respiration as an ecological indicator in arid ecosystems of the SE of Spain: Spatial variability and controlling factors. *Ecological Indicators*, 14(1), 40-49.
- Padalia, K., Bargali, S.S., Bargali, K., y Khulbe, K. 2018. Microbial biomass carbon and nitrogen in relation to cropping systems in Central Himalaya, India. *Current Science*, 115(9), 1741-1750.
- Padbhushan, R., Rakshit, R., Das, A., y Sharma, R.P. 2015. Effects of various organic amendments on organic carbon pools and water stable aggregates under a scented rice–potato–onion cropping system. *Paddy and Water Environment*, 14(4), 481-489.
- Padilla, F.M., Peña-Fleitas, M. T., Fernández M.D., del Moral, F., Thompson, R. B., y Gallardo, M. 2017. Responses of soil properties, crop yield and root growth to improved irrigation and N fertilization, soil tillage and compost addition in a pepper crop. *Scientia Horticulturae*, 225, 422-430.
- Pagliai, M., y Vignozzi, N. 2002. The soil pore system as an indicator of soil quality. *Advances in GeoEcology*, 35, 69-80.
- Pagliai, M., y Stoops, G. 2010. Physical and biological surface crusts and seals. En G. Stoops, V. Marcelino y F. Mees (Eds.), *Interpretation of Micromorphological Features of Soils and Regoliths* (pp. 419-440). NY, USA: Elsevier Science.
- Panettieri, M., Berns, A.E., Knicker, H., Murillo, J.M., y Madejón, E. 2015. Evaluation of seasonal variability of soil biogeochemical properties in aggregate-size fractioned soil under different tillages. *Soil & Tillage Research*, 151, 39-49.
- Pang, X.P., y Letey, J. 2000. Organic farming: Challenge of timing nitrogen availability to crop nitrogen requirements. *Soil Science Society of America Journal*, 64(1), 247-253.
- Paramasivam, S., y Alva, A.K. 1997. Nitrogen recovery from controlled-release fertilizers under intermittent leaching and dry cycles. *Soil Science*, 162(6), 447-453.
- Pardossi, A., Incrocci, L., Incrocci, G., Malorgio, F., Battista, P., Bacci, L., Rapi, B., Marzioletti, P., Hemming, J., y Balendonck, J. 2009. Root zone sensors for irrigation management in intensive agriculture. *Sensors*, 9(4), 2809-2835.

- Parfitt, R.L., Couper, J., Parkinson, R., Schon, N.L., y Stevenson, B.A. 2012. Effect of nitrogen fertilizer on nitrogen pools and soil communities under grazed pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 55(3):217–233.
- Partey, S.T., Zougmore, R.B., Thevathsan, N.V., y Preziosi, R.F. 2019. Effects of plant residue decomposition on soil N availability, microbial biomass and glucosidase activity during soil fertility improvement in Ghana. *Pedosphere*, 29(5), 608-618.
- Patel, A.H. 2015. Electrical conductivity as soil quality indicator of different agricultural sites of Kheda District in Gujarat. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 4(8), 7305-7310.
- Paul, D., y Lade, H. 2014. Plant-growth-promoting rhizobacteria to improve crop growth in saline soils: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(4), 737-752.
- Paul, E.A., Collins, H.P., y Leavitt, S.W. 2001. Dynamics of resistant soil carbon of Midwestern agricultural soils measured by naturally occurring ^{14}C abundance. *Geoderma*, 104(3-4), 239–256.
- Pavelka, M., Acosta, M., Marek, M.V., Kutsch, W., y Janous, D. 2007. Dependence of the Q10 values on the depth of the soil temperature measuring point. *Plant and Soil*, 292(1-2), 171-179.
- Payero, J.O., e Irmak, S. 2008. Construction, installation, and performance of two repacked weighing lysimeters. *Irrigation Science*, 26(2), 191-202.
- Peña-Fleitas, M.T. 2016. Medida del estado nutritivo del cultivo por análisis de savia. En *Jornada de Sistemas de ayuda al manejo o seguimiento de la fertirrigación en los cultivos*. Estación Experimental Cajamar "Las Palmerillas", El Ejido, Almería, España.
- Peña-Fleitas, M.T., Gallardo, M., Thompson, R.B., Farneselli, M., y Padilla, F.M., 2015. Assessing crop N status of fertigated vegetable crops using plant and soil monitoring techniques. *Annals of Applied Biology*, 167(3), 387-405.
- Peruzzi, E. 2017. *Valuation of biochemical and microbiological indicators in soil quality assessment* (Tesis Doctoral). Universidad de Bolonia, Bolonia, Italia.

- Piccolo, A. 2016. In memoriam Prof. F.J. Stevenson and the question of humic substances in soil. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 3, 23.
- Piotrowska-Długosz, A., y Wilczewski, E. 2014. Assessment of soil nitrogen and related enzymes as influenced by the incorporation time of field pea cultivated as a catch crop in Alfisol. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(12), 8425-8441.
- Pöhlitz, J., Rücknagel, J., Schlüter, S., Vogel, H.J., y Christen, O. 2019. Computed tomography as an extension of classical methods in the analysis of soil compaction, exemplified on samples from two tillage treatments and at two moisture tensions. *Geoderma*, 346, 52-62.
- Poirier, V., Roumet, C., y Munson, A.D. 2018. The root of the matter: Linking root traits and soil organic matter stabilization processes. *Soil Biology & Biochemistry*, 120, 246-259.
- Poulton, P., Johnston, J., Macdonald, A., White, R., y Powlson, D. 2018. Major limitations to achieving “4 per 1000” increases in soil organic carbon stock in temperate regions: evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. *Global Change Biology*, 24(6), 2563–2584.
- Prakash, D., Benbi, D.K., y Saroa, G.S. 2016. Effect of rate and source of phosphorus application on soil organic carbon pools under rice (*Oryza sativa*)-wheat (*Triticum aestivum*) cropping system. *Indian Journal of Agricultural Sciences*, 86(9), 1127-1132.
- Prolingheuer, N., Scharnagl, B., Graf, A., Vereecken, H., y Herbst, M. 2010. Spatial and seasonal variability of heterotrophic and autotrophic soil respiration in a winter wheat stand. *Biogeosciences Discuss*, 7(6), 9137–9173.
- Pulido-Moncada, M., Gabriels, D., Cornelis, W., y Lobo, D. 2013. Comparing aggregate stability tests for soil physical quality indicators. *Land, Degradation & Development*, 26(8), 843-852.
- Pushpanjali, P.B., Tejaswi, K.L., Sharma, U.K., Mandal, A.J., Solomon Raju, A.J., Venkanna, K., Masanne, R., Samuel, J., y Karthikeyan, K. 2017. Soil quality and heavy metal contamination of soils in Mindi Industrial Area, Visakhapatnam, Andhra Pradesh, India. *Indian Journal of Ecology*, 44(4), 774-777.

- Quanying, W., Yang, W., Qicun, W., y Jingshuang, L. 2014. Impacts of 9 years of a new conservational agricultural management on soil organic carbon fractions. *Soil & Tillage Research*, 143, 1-6.
- Qin, S., Hu, C., He, X., Dong, W., Cui, J., y Wang, Y. 2010. Soil organic carbon, nutrients and relevant enzyme activities in particle-size fractions under conservational versus traditional agricultural management. *Applied Soil Ecology*, 45(3), 152-159.
- Quemada, M., y Gabriel, J.L. 2016. Approaches for increasing nitrogen and water use efficiency simultaneously. *Global Food Security*, 9, 29-35.
- Rabobank. 2018. World Vegetable Map 2018. RaboResearch.
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., y Vogel, H.J. 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: a review. *Geoderma*, 314, 122-137.
- Raffelli, G., Previati, M., Canone, D., Gisolo, D., Bevilacqua, I., Capello, G., Biddoccu, M., Cavallo, E., Deiana, R., Cassiani, G., y Ferraris, S. 2017. Local- and Plot-Scale measurements of soil moisture: Time and spatially resolved field techniques in plain, hill and mountain sites. *Water*, 9(9), 706.
- Rahman, M.M., Hagare, D., y Maheshwari. 2016. Bayesian Belief Network analysis of soil salinity in a peri-urban agricultural field irrigated with recycled water. *Agricultural Water Management*, 176, 280-296.
- Ramesh, T., Bolan, N.S., Kirkham, M.B., Wijesekara, H., Kanchikerimath, M., Rao, C.S., Sandeep, S., Rinklebe, J., Ok, Y.S., Choudhury, B.U., Wang, H., Tang, C., Wang, X., Song, Z., y Freeman, O.W. 2019. Soil organic carbon dynamics: Impact of land use changes and management practices: A review. *Advances in Agronomy*, 156, 1-107.
- Ramos, C., y Kücke, M. 1999. Revisión crítica de los métodos de medida de la lixiviación de nitrato en suelos agrícolas. En R. Muñoz-Carpena, A. Ritter, y C. Tascón (Eds.), *Actas de IV Jornadas sobre Investigación de la Zona no Saturada del Suelo* (pp. 25-32). ICIA, Tenerife, España.
- Rankoth, L.M., Udawatta, R.P., Veum, K.S., Jose, S., y Alagele, S. 2019. Cover crop influence on soil enzymes and selected chemical parameters for a claypan corn–soybean rotation. *Agriculture*, 9(6), 125.

- Rao, C.S., Grover, M., Kundu, S., y Susheelendra, D. 2017. Soil Enzymes. En R. Lal (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science* (3rd Edition) (pp. 2100-2107). NY, USA: CRC Press, Boca Raton.
- Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero de 1996, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias (pp. 9734-9737). BOE 61 de 11 de marzo de 1996. Gobierno de España.
- Reche, J. 2010. *Cultivo del pimiento dulce en invernadero*. Secretaría General Técnica. Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía.
- Regelink, I.C., Stoof, C.R., Rousseva, S., Weng, L., Lair, G.J., Kram, P., Nikolaidis, N.P., Kercheva, M., Banwart, S., y Comans, R.N.J. 2015. Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties. *Geoderma*, 247–248, 24–37.
- Reinhart, K.O., Nichols, K.A., Petersen, M., y Vermeire, L.T. 2015. Soil aggregate stability was an uncertain predictor of ecosystem functioning in a temperate and semiarid grassland. *Ecosphere*, 6(11), 238.
- Renseigné, N., Umar, S., y Iqbal, M. 2007. Nitrate accumulation in plants, factors affecting the process, and human health implications. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 27(1), 45-57.
- Reynolds, W.D., Drury, C.F., Tan, C.S., Fox, C.A., y Yang, X.M. 2009. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. *Geoderma*, 152(3-4), 252–263.
- Reynolds, W.D., Drury, C.F., Yang, X.M., Fox, C.A., Tan, C.S., y Zhang, T.Q. 2007. Land management effects on the near-surface physical quality of a clay loam soil. *Soil & Tillage Research*, 96(1-2), 316-330.
- Rice, D.C.J., Carriveau, R., Ting, D.S.K., y Bata, M.H. 2017. Evaluation of crop to crop water demand forecasting: tomatoes and bell peppers grown in a commercial greenhouse. *Agriculture*, 7(12), 104.
- Richards, L.A. 1945. Pressure-membrane apparatus and use. *Agricultural Engineering*, 28, 451-454.

- Riah, W., Laval, K., Laroche-Ajzenberg, E., Mougin, C., Latour, X., y Trinsoutrot-Gattin, I. 2014. Effects of pesticides on soil enzymes: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 12(2), 257-273.
- Rivas, A. 2004. *Estimation and Evaluation of Plants as Indicators of Tropical Soil Quality from the knowledge of the peasants, Cauca Colombia* (pp. 18-22). Göttingen, Germany: Cuvillier Verlag Göttingen.
- Rivera, M. Polania, J., Ricaurte, J., Borrero, G., Beebe, S., y Rao, I. 2019. Soil compaction induced changes in morpho-physiological characteristics of common bean. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 19(1), 217-227.
- Rivera-Becerril, F., van Tuinen, D., Chatagnier, O., Rouard, N., Béguet, J., Kuszala, C., Soulas, G., Gianinazzi-Pearson, V., y Martin-Laurent, F. 2017. Impact of a pesticide cocktail (fenhexamid, folpel, deltamethrin) on the abundance of glomeromycota in two agricultural soils. *Science of The Total Enviroment*, 577, 84–93.
- Robe, P., Nalin, R., Capellano, C., Vogel, T.M., y Simonet, P. 2003. Extraction of DNA from soil. *European Journal of Soil Biology*, 39(4), 183-190.
- Rochette, P., y Hutchinson, G.L. 2005. *Measurement of soil respiration in situ: chamber techniques*. USDA-ARS / UNL Faculty, 1379.
- Romig, D.E., Garlynd, M.J., Harris, R.F., y McSweeney, K. 1995. How farmers assess soil health and quality. *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(3), 229–236.
- Ros, G.H., Henegraaf, M.C., Hoffland, E., y van Riemsdijk. 2011. Predicting soil N mineralization: Relevance of organic matter fractions and soil properties. *Soil Biology & Biochemistry*, 43(8), 1714-1722.
- Rose, D.C., Sutherland, W.J., Barnes, A.P., Borthwick, F., Ffoulkes, C., Hall, C., Moorby, J.M., Nicholas-Davies, P., Twining, S., y Dicks, L.V. 2019. Integrated farm management for sustainable agriculture: Lessons for knowledge exchange and policy. *Land Use Policy*, 81, 834-842.
- Sadegh-Zadeh, F., Wahid, S.A., y Jalili, B. 2017. Sorption, degradation and leaching of pesticides in soils amended with organic matter: A review. *Advances in Environmental Technology*, 3(2), 119-132.

- Saikia, R., Sharma, S., Thind, H.S., Sidhu, H.S., y Singh, Y. 2019. Temporal changes in biochemical indicators of soil quality in response to tillage, crop residue and green manure management in a rice-wheat system. *Ecological Indicators*, 103, 383-394.
- Saikia, R. Sharma, S. Thind, H.S., y Singh, Y. 2020. Tillage and residue management practices affect soil biological indicators in a rice–wheat cropping system in north-western India. *Soil Use and Management*, 36(1), 157–172.
- Salazar, O., Wesström, I., Joel, A., y Youssef, M.A. 2013. Application of an integrated framework for estimating nitrate loads from a coastal watershed in south-east Sweden. *Agricultural Water Management*, 129, 56–68.
- Salvo, L., Hernández, J., y Ernst, O. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. *Soil & Tillage Research*, 109(2), 116-122.
- Sample, D.J., Owen, J.S., y Barlow, S. 2016. *Understanding soil moisture sensors: A fact sheet for irrigation professionals in Virginia*. Virginia Cooperative Extension, Virginia State University, Petersburg, Virginia, USA.
- Sánchez-Monedero, M.A., Cayuela, M.L., Sánchez-García, M., Vandecasteele, B., D'Hose, T., López, G., Martínez-Gaitán, C., Kuikman, P.J., Sinicco, T., y Mondini, C. 2019. Agronomic evaluation of biochar, compost and biochar-blended compost across different cropping systems: Perspective from the European Project FERTIPLUS. *Agronomy-Basel*, 9(5), 225.
- Sánchez-Navarro, V., Zornoza, R., Faz, Á, y Fernández, J.A. 2020. Comparison of soil organic carbon pools, microbial activity and crop yield and quality in two vegetable multiple cropping systems under mediterranean conditions. *Scientia Horticulturae*, 261, 109025.
- Scaglia, B., y Adani, F. 2009. Biodegradability of soil water soluble organic carbon extracted from seven different soils. *Journal of Environmental Science*, 21(5), 641-646.
- Schlöter, M., Nannipieri, P., Sørensen, S.J., y van Elsas, J.D. 2018. Microbial indicators for soil quality. *Biology and Fertility of Soils*, 54(1), 1-10.

- Schoenholtz, S.H., Vam Miegroet, H., y Burger, J.A. 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 138(1-3), 335-356.
- Scotti, R. 2010. *Effects of sustainable soil management on soil quality* (Tesis Doctoral). Universidad de Nápoles "Federico II", Nápoles, Italia.
- Scotti, R., Bonanomi, G., Scelza, R., Zoina, A., y Rao, M.A. 2015. Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15(2), 333-352.
- Scotti, R., Pane, C., Spaccini, R., Palese, A.M., Piccolo, A., Celano, G., y Zaccardelli, M. 2016. On-farm compost: A useful tool to improve soil quality under intensive farming systems. *Applied Soil Ecology*, 107, 13-23.
- Selvakumar, G., Yi, P.H., Lee, S.E., y Han, S.G. 2018. Influence of organic and inorganic fertilizer application on red pepper yield, soil chemical properties, and soil enzyme activities. *Horticultural Science and Technology*, 36(6), 789-798.
- Semenov, V.M., Lebedeva, T.N., y Pautova, N.B. 2019. Particulate organic matter in non-cultivated and arable soils. *Eurasian Soil Science*, 52(4), 396-404.
- Seybold, C. A., Mausbach, M. J., Karlen, D. L., y Rogers, H. H. 1997. Quantification of soil quality. En R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follet y B.A. Stewart (Eds.), *Soil process and the Carbon cycle* (pp. 387-402). Florida, USA: CRC Press, Boca Raton.
- Shang, S., Jiang, P., Chang, S.X., Song, Z., Liu, J., y Sun, L. 2014. Soil organic carbon in particle size and density fractionations under four forest vegetation-land use types in subtropical China. *Forest*, 5(6), 1391-1408.
- Shi, W.M., Yao, J., y Yan, F. 2009. Vegetable cultivation under greenhouse conditions leads to rapid accumulation of nutrients, acidification and salinity of soils and groundwater contamination in South-Eastern China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 83(1), 73-84.
- Shilev, S., Naydenov, M., Gachev, V., Rangova, I., y Babrikov, T. 2014. Compost incorporation in contaminated soil affects heavy metal mobility and accumulation in spinach. En A. Méndez-Vilas (Ed.), *Industrial, medical and environmental applications*

of microorganisms (pp. 76-82). Wageningen, Países Bajos: Wageningen Academic Publishers.

Shock, C.C., y Wang, F.X. 2011. Soil water tension, a powerful measurement for productivity and stewardship. *HortScience*, 46(2), 178-185.

Shrestha, B.M., Singh, B.R., Sitaula, B.K., Lal, R., y Bajracharya, R.M. 2007. Soil aggregate- and particle-associated organic carbon under different land uses in Nepal. *Soil Science Society of America Journal*, 71(4), 1194-1203.

Siddique, M.N.A., Sultana, J., y Abdullah, M.R. 2018. Aggregate stability: an indicator of quality and resistivity of arable soil. *Asian Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 1(2), 1-7.

Siemens, J., y Kaupenjohann, M. 2004. Comparison of three methods for field measurement of solute leaching in a sandy soil. *Soil Science Society America Journal*, 68(4), 1191-1196.

Silva, B.M., da Silva, E.A., de Oliveira, G.C., Ferreira, M.M., y Serafim, M.E. 2014. Plant-available soil water capacity: Estimation methods and implications. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38(2), 464-475.

Šimanský, V., y Bajčan, D. 2014. Stability of soil aggregates and their ability of carbon sequestration. *Soil and Water Research*, 9(3), 111-118.

Sinclair, T.R., y Rufty, T.W. 2012. Nitrogen and water resources commonly limit crop yield increases, not necessarily plant genetics. *Global Food Security*, 1(2), 94–98

Singh, A.K. 2010. Soil quality parameters as influenced by management practices in rice-wheat and maize-wheat cropping systems. En *Proceedings of 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World* (pp. 278-281). Brisbane, Australia.

Singh, A.K., Bordoloi, L.J., Kumar, M., Hazarika, S., y Parmar, B. 2014. Land use impact on soil quality in eastern Himalayan region of India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(4), 2013-2024.

Singh, B. 2018. Are Nitrogen Fertilizers Deleterious to Soil Health?. *Agronomy*, 8, 48.

- Singh, G., Bhattacharyya, R., Das, T.K., Sharma, A.R., Ghosh, A., Das, S., y Jha, P. 2018a. Crop rotation and residue management effects on soil enzyme activities, glomalin and aggregate stability under zero tillage in the Indo-Gangetic Plains. *Soil & Tillage Research*, 184, 291-300.
- Singh, G., Kaur, G., Williard, K., Schoonover, J., y Kang, J. 2018b. Monitoring of water and solute transport in the vadose zone: A review. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 160058.
- Singh, G., Kumar, D., y Sharma, P. 2015. Effect of organics, biofertilizers and crop residue application on soil microbial activity in rice - wheat and rice-wheat mungbean cropping systems in the Indo-Gangetic plains. *Cogent Geoscience*, 1(1), 1085296.
- Singh, P., y Benbi, D. 2018. Nutrient management effects on organic carbon pools in a sandy loam soil under rice-wheat cropping. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 64(13), 1879-1891.
- Sithole, N.J., Magwaza, L.S., y Thibaud, G.R. 2019. Long-term impact of no-till conservation agriculture and N-fertilizer on soil aggregate stability, infiltration and distribution of C in different size fractions. *Soil & Tillage Research*, 190, 147-156.
- Six, J., y Paustian, K. 2013. Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. *Soil Biology & Biochemistry*, 68, A4-A9.
- Skaalsveen, K., Ingram, J., y Clarke, L.E. 2019. The effect of no-till farming on the soil functions of water purification and retention in north-western Europe: A literature review. *Soil & Tillage Research*, 189, 98-109.
- Skjemstad, J.O., Swift, R. S., y McGowan, J.A. 2006. Comparison of the particulate organic carbon and permanganate oxidation methods for estimating labile soil organic carbon. *Australian Journal of Soil Research*, 44(3), 255–263.
- Smith, S., y Read, D. 2008. *Mycorrhizal symbiosis, 3rd Edition* (pp. 800). London, UK: Academic Press.
- Snyder, V.A., y Vázquez, M.A. 2005. Structure. En D. Hillel (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment* (pp. 54-68). London, UK: Elsevier.
- Soil Science Society of America. 1995. *Statement on soil quality*. Agronomy News.

- Soil Science Society of America. 1997. *Statement on soil quality*. Agronomy News.
- Sojka, R.E., y Upchurch, D.R. 1999. Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Science Society of America Journal*, 63(5), 1039-1054.
- Solvita, 2013. Official Solvita[®] guideline soil CO₂ respiration test. Woods End Laboratories, Inc. Mt Vernon, USA
- Soto, F., Gallardo, M., Thompson, R.B., Peña-fleitas, M.T., y Padilla, F.M. 2015. Consideration of total available N supply reduces N fertilizer requirement and potential for nitrate leaching loss in tomato production. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 62–70.
- Spiegel, H., Zavattaro, L., Guzmán, G., D'Hose, T., Pecio, A., Lehtinen, T., Schlatter, N., ten Berge, H., y Grignani, C. 2015. Compatibility of agricultural management practices and mitigation and soil health: impacts of soil management practices on crop productivity, on indicators for climate change mitigation, and on the chemical, physical and biological quality of soil. Catch-C Project.
- Srinivasarao, C, Kundu, S., Grover, M., Manjunath, M., Sudhanshu, S.K., Patel, J.J., Singh, S.R., Singh, R.P., Patel, M.M., Arunachalam, A., y Soam, S.K. 2018. Effect of long term application of organic and inorganic fertilizers on soil microbial activities in semi-arid and sub-humid rainfed agricultural systems. *Tropical Ecology*, 59(1), 99-108.
- Stella, T., Mouratiadou, I., Gaiser, T., Berg-Mohnicke, M., Wallor, E., Ewert, F., y Nendel, C. 2019. Estimating the contribution of crop residues to soil organic carbon conservation. *Environmental Research Letters*, 14(9), 094008.
- Steven, B., Gallegos-Graves, L.V., Yeager, C., Belnap, J., y Kuske, C.R. 2014. Common and distinguishing features of the bacterial and fungal communities in biological soil crusts and shrub root zone soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 69, 302–312.
- Stevens, G. Rhine, M., Straatmann, Z., y Dunn, D. 2016. Measuring soil and tissue potassium with a portable ion-specific electrode in cotton. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 47(18), 2148-2155.

- Stone, D., Ritz, K., Griffiths, B.G., Orgiazzi, A., y Creamer, R.E., 2016. Selection of biological indicators appropriate for European soil monitoring. *Applied Soil Ecology*, 97, 12–22.
- Sui, R. 2018. Irrigation scheduling using soil moisture sensors. *Journal of Agricultural Science*, 10(1), 1-11.
- Sun, J., Zou, L., Li, W., Wang, Y., Xia, Q., y Peng, M. 2018. Soil microbial and chemical properties influenced by continuous cropping of banana. *Scientia Agricola*, 75(5), 420-425.
- Sun, S.Q., Cai, H.Y., Chang, S.X., y Bhatti, J.S. 2015. Sample storage-induced changes in the quantity and quality of soil labile organic carbon. *Scientific Reports*, 5, 17496.
- Suwardji, P., y Eberbach, P. L. 1998. Seasonal changes of physical properties of an Oxic Paleustalf (Red Kandosol) after 16 years of direct drilling or conventional cultivation. *Soil & Tillage Research*, 49(1-2), 65-77.
- Tabatabai, M.A. 1994. Soil enzymes. En R.W. Weaver, S. Angle, S. P. Bottomley, D. Bezdicsek, S. Smith, M.A. Tabatabai y A.G. Wollum (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 2-Microbiological and Biochemical Properties* (pp. 775-833). Madison, WI, USA: SSSA.
- Tan, Z., Lal, R., Owens, L., y Izaurrealde, R.C. 2007. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. *Soil & Tillage Research*, 92(1-2), 53-59.
- Taylor, J.P., Wilson, B., Mills, M.S., y Burns, R.G. 2002. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. *Soil Biology & Biochemistry*, 34(3), 387–401.
- Tejada, M., Hernández, M.T., y García, C. 2009. Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil & Tillage Research*, 102(1), 109-117.
- Thangasamy, A., Gorrepati, K., Ahammed, T.P.S., Savalekar, R.K., Banerjee, K., Sankar, V., y Chavan, M.K. 2018. Comparizon of organic and conventional farming for onion yield, biochemical quality, soil organic carbon, and microbial population. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 64(2), 219-230.

- Thompson R B, y Gallardo M. 2005. Use of soil sensors for irrigation scheduling. En M. Fernández, P. Lorenzo, y M.I. Cuadrado (Eds.), *Improvement of Water Use Efficiency in Protected Crops* (pp. 351-376). Dirección General de Investigación y Formación Agraria de la Junta de Andalucía. Sevilla, España.
- Thompson, R.B., Gallardo, M., Valdez, L.C., y Fernández, M.D. 2007. Using plant water status to define threshold values for irrigation management of vegetable crops using soil moisture sensors. *Agricultural Water Management*, 881(1-3), 147–158.
- Thoumazeau, A., Gay, F., Alonso, P., Suvannang, N., Phongjinda, A., y Panklang, P. 2017. SituResp ®: A time- and cost-effective method to assess basal soil respiration in the field. *Applied Soil Ecology*, 121, 223-230.
- Timsina, J. 2018. Can organic sources of nutrients increase crop yields to meet global food demand?. *Agronomy*, 8, 214.
- Torres, I.F., Bastida, F., Hernández, T., Albaladejo, J., y García, C. 2015. Enzyme activity, microbial biomass and community structure in a long-term restored soil under semiarid conditions. *Soil Research*, 53(5), 553–560.
- Toth, G., Stolbovoy, V., y Montanarella L. 2007. *Soil Quality and Sustainability Evaluation - An integrated approach to support soil-related policies of the European Union*. Scientific and Technical Research Reports. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.
- Tracy, S.R., Black, C.R., Roberts, J.A., y Mooney, S.J. 2013. Exploring the interacting effect of soil texture and bulk density on root system development in tomato (*Solanum lycopersicum* L.). *Environmental and Experimental Botany*, 91, 38–47.
- Trasar-Cepeda, C., Leiro's, M.C., Gil-Sotres, F., y Seoane, S. 1998. Towards a biochemical quality index for soils: an expression relating several biological and biochemical properties. *Biology and Fertility of Soils*, 26(2), 100–106.
- Tu, L.H., Hu, T.X., Zhang, J., Li, X.W., Hu, H.L., Liu, L., y Xiao, Y.L. 2013. Nitrogen addition stimulates different components of soil respiration in a subtropical bamboo ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry*, 58, 255–264.

- Turmel, M.S., Speratti, A., Baudron, F., Verhulst, N., y Govaerts, B. 2015. Crop residue management and soil health: A systems analysis. *Agricultural Systems*, 134, 6-16.
- Uchida, Y., Nishimura, S., y Akiyama, H. 2012. The relationship of water-soluble carbon and hot-water-soluble carbon with soil respiration in agricultural fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 156, 116-122.
- UNE-EN 13037:2012. Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo. Determinación del pH. Madrid, España. 4 de abril de 2012.
- UNE-EN 13038:2012. Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo. Determinación de la conductividad eléctrica. Madrid, España. 16 de mayo de 2012.
- UNE-ISO 10390:2012. Calidad del suelo. Determinación del pH. Madrid, España. 21 de marzo de 2012.
- UNE 77308:2001. Calidad del suelo. Determinación de la conductividad eléctrica específica. Madrid, España. 31 de enero de 2001.
- USDA, 2001. *Soil Quality Test Kit Guide*.
- USDA. 2006. *Natural resources conservation service*. Soil Quality Institute, Washington, D.C., USA.
- Utobo, E.B., y Tewari, L. 2015. Soil enzymes as bioindicators of soil ecosystem status. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13(1), 147-169.
- Valdés, R., Ochoa, J., Franco, J.A., Sánchez-Blanco, M.J., y Bañón, S. 2015. Saline irrigation scheduling for potted geranium based on soil electrical conductivity and moisture sensors. *Agricultural Water Management*, 149, 123-130.
- Valera-Martínez, D.L., Belmonte-Ureña, L.J., Molina-Aiz, F.D., y López-Martínez, A. 2016. *Greenhouse agriculture in Almeria. A comprehensive techno-economic analysis*. Almeria, España: Cajamar Caja Rural.
- Valera-Martínez, D.L., Molina-Aiz, F.D., y Gil-Ribes, J.A. 1999. *Los invernaderos de Almería: tipología y mecanización del clima*. Almería, España: Instituto de Estudios Almerienses.

- Vance E.D., Brookes P.C., y Jenkinson D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*, 19(6), 703–707.
- Van der Wal, A., y de Boer, W. 2017. Dinner in the dark: Illuminating drivers of soil organic matter decomposition. *Soil Biology & Biochemistry*, 105, 45-48.
- Van Eerd, L.L., Congreves, K.A., Hayes, A., Verhallen, A., y Hooker, D.C. 2014. Long-term tillage and crop rotation effects on soil quality, organic carbon, and total nitrogen. *Canadian Journal Soil Science*, 94(3), 303-315.
- Van Genuchten, M.T.H. 1980. Closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soil. *Soil Science Society American*, 44(5), 1147-1152.
- Vázquez, E., Teutscheroova, N., Almorox, J., Navas, M., Espejo, R., y Benito, M. 2017. Seasonal variation of microbial activity as affected by tillage practice and sugar beet foam amendment under Mediterranean climate. *Applied Soil Ecology*, 117, 70-80.
- Velasquez, E., Lavelle, P., y Andrade, M. 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 39(12), 3066-3080.
- Veum, K.S., Goyne, K.W., Kremer, R.J., Miles, R.J., y Sudduth, K.A. 2014. Biological indicators of soil quality and soil organic matter characteristics in an agricultural management continuum. *Biogeochemistry*, 117(1), 81-99.
- Virto, I., Imaz, M.J., Fernández-Ugalde, O., Urrutia, I., Enrique, A., y Bescansa, P. 2012. Soil quality evaluation following the implementation of permanent cover crops in semi-arid vineyards. Organic matter, physical and biological soil properties. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 10(4), 1121-1132.
- Von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., y Marschner, B. 2007. SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry*, 39(9), 2183-2207.
- Voogt, W., Balendonck, J., Berkelmans, R., y Enthoven, N. 2017. Irrigation management in organic greenhouse: how to comply with sustainability goals. *Acta Horticulturae*, 1164, 273-287.

- Walia, M.K., y Dick, W.A. 2018. Selected soil physical properties and aggregate-associated carbon and nitrogen as influenced by gypsum, crop residue, and glucose. *Geoderma*, 320, 67-73.
- Walmsley, A., y Sklenicka, P. 2017. Various effects of land tenure on soil biochemical parameters under organic and conventional farming – Implications for soil quality restoration. *Ecological Engineering*, 107, 137-143.
- Wang, Q., Cameron, K., Buchan, G., Zhao, L., Zhang, E.H., Smith, N., y Carrick, S. 2012. Comparison of lysimeters and porous ceramic cups for measuring nitrate leaching in different soil types. *New Zealand Journal of Agriculture Research*, 55(4), 333-345.
- Wang, R., Hu, Y., Wang, Y., Ali, S., Liu, Q., y Guo, S. 2019. Nitrogen application increases soil respiration but decreases temperature sensitivity: Combined effects of crop and soil properties in a semiarid agroecosystem. *Geoderma*, 353, 320-330.
- Wang, X., y Ren, T. 2017. Spatial and temporal variability of soil respiration between soybean crop rows as measured continuously over a growing season. *Sustainability*, 9(3), 436-444.
- Ward, D., Kirkman, K., Hagenah, N., y Tsvuura, Z. 2017. Soil respiration declines with increasing nitrogen fertilization and is not related to productivity in long-term grassland experiments. *Soil Biology & Biochemistry*, 115, 415-422.
- Warkentin, B.P., y Fletcher H.R. 1977. Soil quality for intensive agriculture. En *Proceedings of the International Seminar on Soil Environment and Fertilizer Management in Intensive Agriculture* (pp. 594–598). Tokyo, Japan.
- Watts, D.B., Torbert, H.A., Feng, Y., y Prior, S.A. 2010. Soil microbial community dynamics as influenced by composted dairy manure, soil properties, and landscape position. *Soil Science*, 175(10), 474-486.
- Wei, W., Yan, Y., Cao, J., Christie, P., Zhang, F., y Fan, M. 2016. Effects of combined application of organic amendments and fertilizers on crop yield and soil organic matter: An integrated analysis of long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 225, 86-92.

- Weihermuller, L., Siemens, J., Deurer, M., Knoblauch, S., Rupp, H., Gottein, A., y Putz, T. 2007. In situ soil water extraction: A review. *Journal of Environmental Quality*, 36(6), 1735-1748.
- Weil, R.R., Islam, K.R., Stine, M.A., Gruver, J.B., y Samson-Liebig, S.E. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture*, 18(1), 3–17.
- Weil, R.R., y Magdoff, F. 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. En F. Magdoff F y R.R. Weil (Eds.), *Soil organic matter in sustainable agriculture* (pp. 1-44). Florida, USA: CRC Press, Boca Raton.
- Whalen, J.K., Bottomley, P.J., y Myrold, D.D. 2000. Carbon and nitrogen mineralization from light- and heavy-fraction additions to soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 32(10), 1345-1352.
- Wiesenberg, G. L. B., Schwark, L., y Schmidt, M. W. I. 2004. Improved automated extraction and separation for soil lipid analysis. *European Journal of Soil Science*, 55(2), 349–356.
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., García-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.J., y Kögel-Knabner, I. 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149-162.
- Williams, N.D. y Peticrew, E.L. 2009. Aggregate stability in organically and conventionally farmed soils. *Soil Use and Management*, 25(3), 284-292.
- Wolińska, A., y Stępniewska, Z. 2012. Dehydrogenase activity in the soil environment. En R.A. Canuto (Ed.), *Dehydrogenases* (pp. 183-210). London, UK: INTECH Publisher.
- Wu, T., Milner, H., Díaz-Pérez, J.C., y Ji, P. 2015. Effects of soil management practices on soil microbial communities and development of southern blight in vegetable production. *Applied Soil Ecology*, 91, 58-67.

- Wuest, S.B., Williams, J.D., y Gollany, H.T. 2006. Tillage and perennial grass effects on ponded infiltration for seven semi-arid loess soils. *Journal of Soil Water Conservation*, 61(4), 218–223.
- Xavier, C.V., Moitinho, M.R., Teixeira, D.D., Santos, G.A.D., Barbosa, M.D., Milori, D.M.B.P., Rigobelo, E., Cora, J.E., y La Scala, N. 2019. Crop rotation and succession in a no-tillage system: Implications for CO₂ emission and soil attributes. *Journal of Environmental Management*, 245, 8-15.
- Xiao, W., Feng, S., Liu, Z., Su, Y., Zhang, Y., y He, X. 2017. Interactions of soil particulate organic matter chemistry and microbial community composition mediating carbon mineralization in karst soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 107, 85-93.
- Xin, X., Zhang, J., Zhu, A., y Zhang, C. 2016. Effects of long-term (23 years) mineral fertilizer and compost application on physical properties of fluvo-aquic soil in the North China Plain. *Soil & Tillage Research*, 156, 166-172.
- Xu, L., Wang, M., Tian, Y., Shi, X., Shi, Y., Yu, Q., Xu, S., Li, X., y Xie, X. 2019. Changes in soil macropores: Superposition of the roles of organic nutrient amendments and the greenhouse pattern in vegetable plantations. *Soil Use and Management*, 35(3), 412-420.
- Xu, M., Lou, Y., Sun, X., Wang, W., Baniyamuddin, M. y Zhao, K. 2011. Soil organic carbon active fractions as early indicators for total carbon change under straw incorporation. *Biology and Fertility of Soils*, 47(7), 745–752.
- Yang, X., Ren, W., Sun, B., y Zhang, S. 2012. Effects of contrasting soil management regimes on total and labile soil organic carbon fractions in a loess soil in China. *Geoderma*, 177-178, 49-56.
- Yevdokimov, I., Gattinger, A., Buegger, F., Munch, J.C., y Schlöter, M. 2008. Changes in microbial community structure in soil as a result of different amounts of nitrogen fertilization. *Biology and Fertility of Soils*, 44(8), 1103-1106.
- Yousefi, M., Hajabbasi, M., y Shariatmadari, H. 2008. Cropping system effects on carbohydrate content and water-stable aggregates in a calcareous soil of Central Iran. *Soil & Tillage Research*, 101(1-2), 57–61.

- Yu, H., Ding, W., Luo, J., Geng, R., y Cai, Z. 2012. Long-term application of organic manure and mineral fertilizers on aggregation and aggregate-associated carbon in a sandy loam soil. *Soil & Tillage Research*, 124, 170–177.
- Yu, P., Tang, X., Zhang, A., Fan, G., y Liu, S. 2019. Responses of soil specific enzyme activities to short-term land use conversions in a salt-affected region, northeastern China. *Science of the Total Environment*, 687, 939-945.
- Zapata, N., Robles, O., Playán, E., Paniagua, P., Romano, C., Salvador, R., y Montoya, F. 2018. Low-pressure sprinkler irrigation in maize: Differences in water distribution above and below the crop canopy. *Agricultural Water Management*, 203, 353-365.
- Zebarth B.J., Drury C.F., Tremblay N., y Cambouris A.N. 2009. Opportunities for improved fertilizer nitrogen management in production of arable crops in eastern Canada: A review. *Canadian Journal Soil Science*, 89(2), 113–132.
- Zhang, G., Cao, Z.P., y Hu, C.J. 2011. Soil organic carbon fractionation methods and their applications in farmland ecosystem research: a review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 22(7), 1921-1930.
- Zhang, H., Hu, K., Zhang, L., Ji, Y., y Qin, W. 2019. Exploring optimal catch crops for reducing nitrate leaching in vegetable greenhouse in North China. *Agricultural Water Management*, 212, 273–282.
- Zhang, L., Chen, W., Burger, M., Yang, L., Gong, P., y Wu, Z. 2015. Changes in soil carbon and enzyme activity as a result of different long-term fertilization regimes in a greenhouse field. *Plos One*, 10(2), e0118371.
- Zhang, M., Li, B., y Xiong, Z.Q. 2016. Effects of organic fertilizer on net global warming potential under an intensively managed vegetable field in southeastern China: A three year field study. *Atmospheric Environment*, 145, 92-103.
- Zhang, Q., Miao, F., Wang, Z., Shen, Y., y Wang, G. 2017. Effects of long-term fertilization management practices on soil microbial biomass in China's cropland: a meta-analysis. *Agronomy Journal*, 109(4), 1183–1195.

- Zhang, Y. H., Chun, D. W., Xie, X. J., y Wang, L. 2013. Effect of nighttime warming on soil respiration in winter wheat soil. *Journal of Agro-Environment Science*, 32, 1389–1395.
- Zhao, Q., Tang, J., Li, Z., Yang, W., y Duan, Y. 2018. The influence of soil physico-chemical properties and enzyme activities on soil quality of saline-alkali agroecosystems in Western Jilin province, China. *Sustainability*, 10(5), 1529-1544.
- Zhijun, H., Selvalakshmi, S., Vasu, D., Liu, Q., Cheng, H., Guo, F., y Ma, X. 2018. Identification of indicators for evaluating and monitoring the effects of Chinese fir monoculture plantations on soil quality. *Ecological Indicators*, 93, 547-554.
- Zhou, M.H., y Butterbach-Bahl, K. 2014. Assessment of nitrate leaching loss on a yield-scaled basis from maize and wheat cropping systems. *Plant and Soil*, 374(1-2), 977–991.
- Zhu, L., Hu, N., Zhang, Z., Xu, J., Tao, B., y Meng, Y. 2015. Short-term responses of soil organic carbon and carbon pool management index to different annual straw return rates in a rice–wheat cropping system. *Catena*, 135, 283-289.
- Zornoza, R., Acosta, J.A., Bastida, E., Domínguez, S.G., Toledo, D.M., y Faz, A. 2015. Identification of sensitive indicators to assess the interrelationship between soil quality, management practices and human health. *Soil*, 1(1), 173-185.
- Zotarelli, L., Scholberg, J.M., Dukes, M.D., Muñoz-Carpena, R., e Icerman, J. 2009. Tomato yield, biomass accumulation, root distribution and irrigation water use efficiency on a sandy soil, as affected by nitrogen rate and irrigation scheduling. *Agricultural Water Management*, 96(1), 23–34.

ANEXO I

ABONADO - PAQUETE DE MANEJO CONTROL (C)

Campañas	Fechas	Solución aportada (mmol L ⁻¹)															CE*
		NO ₃	NH ₄	H ₂ PO ₄	K	Ca	Mg	SO ₄	HCO ₃	Na	Cl	Fe	Mn	Zn	B	Cu	dS m ⁻¹
2015-2016	Inicio-8/10/15	2,65	0,00	0,00	0,14	2,23	2,05	0,48	0,00	4,73	9,81	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	1,60
	8/10/15-28/11/15	8,25	0,55	1,50	4,79	3,98	2,05	1,28	0,00	4,73	9,81	1,50	0,80	0,11	0,11	0,06	2,64
	28/11/15-Final	12,20	0,75	1,50	6,54	4,98	2,05	1,28	0,00	4,73	9,81	1,50	0,80	0,11	0,11	0,06	3,09
2016-2017	Inicio-8/8/16	2,65	0,00	0,00	0,14	2,23	2,05	0,48	0,00	4,73	9,81	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	1,60
	8/8/16-16/9/16	9,71	0,66	1,50	4,44	4,53	2,34	1,27	0,00	4,73	9,81	1,50	0,80	0,11	0,11	0,06	2,78
	16/9/16-11/10/16	10,71	0,66	1,50	6,04	4,53	2,34	1,57	0,00	4,73	9,81	1,50	0,80	0,11	0,11	0,06	2,97
	11/10/16-8/11/16	14,01	0,61	1,25	6,09	5,26	2,33	0,76	0,00	4,73	9,81	1,50	0,80	0,11	0,11	0,06	3,13
	8/11/16-Final	12,20	0,75	1,50	6,54	4,98	2,34	1,57	0,00	4,73	9,81	1,50	0,80	0,11	0,11	0,06	3,13
2017-2018	Inicio-7/8/17	2,65	0,00	0,00	0,08	2,08	2,50	0,42	0,50	5,16	10,56	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	1,60
	7/8/17-14/8/17	10,01	0,56	1,50	5,00	4,92	2,87	1,50	0,50	6,15	10,56	1,63	0,48	0,06	0,07	0,04	2,88
	14/8/17-7/9/17	9,00	0,43	2,00	5,01	5,32	2,46	1,91	0,50	5,59	10,56	1,26	0,37	0,05	0,06	0,03	2,67
	7/9/17-30/10/17	9,93	0,56	2,00	6,46	5,95	2,46	2,00	0,50	5,59	10,56	1,63	0,48	0,06	0,07	0,04	2,90
	30/10/17-Final	11,41	0,58	1,50	7,00	4,96	2,58	2,00	0,50	6,45	10,56	1,68	0,50	0,07	0,07	0,04	3,00

*CE estimada

ANEXO II

ABONADO - PAQUETE DE MANEJO MODIFICADO (MM)

Campañas	Fechas	Solución aportada (mmol L ⁻¹)															CE*
		NO ₃	NH ₄	H ₂ PO ₄	K	Ca	Mg	SO ₄	HCO ₃	Na	Cl	Fe	Mn	Zn	B	Cu	dS m ⁻¹
2015-2016	Inicio-29/1/16	2,65	0,00	0,00	0,14	2,23	2,05	0,48	0,00	4,73	9,81	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	1,60
	29/1/16-Final	4,33	0,08	0,00	0,14	2,63	2,05	0,48	0,00	4,73	9,81	1,50	0,80	0,11	0,11	0,06	1,79
2016-2017	Inicio-8/11/16	2,65	0,00	0,00	0,14	2,23	2,05	0,48	0,00	4,73	9,81	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	1,60
	8/11/16-25/11/16	5,35	0,25	0,00	0,14	3,46	2,05	0,48	0,00	4,73	9,81	1,50	0,80	0,11	0,11	0,06	1,88
	25/11/16-Final	10,35	0,70	0,00	0,14	5,73	2,05	0,48	0,00	4,73	9,81	1,50	0,80	0,11	0,11	0,06	2,39
2017-2018	Inicio-25/12/17	0,13	0,00	0,00	0,08	2,08	2,50	0,42	3,15	5,16	10,56	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	1,58
	25/12/17-Final	5,08	0,45	0,00	0,08	4,33	2,50	0,42	3,15	5,16	10,56	0,79	1,05	0,06	0,06	0,03	2,09

*CE estimada

La intensificación del modelo productivo en invernadero, basado en la aplicación de elevadas dosis de riego y fertilizantes minerales, y bajos o nulos aportes de materia orgánica, ha provocado una pérdida de calidad del suelo y un fuerte impacto ambiental derivado de la lixiviación de nitratos que pone en entredicho la sostenibilidad de dicho modelo productivo. A esto se une el problema generado por la acumulación de gran cantidad de residuos orgánicos, al final de campaña, que dificulta enormemente su procesado. Para paliar los problemas anteriores, convirtiendo a su vez residuos en recursos, surge la necesidad de avanzar hacia un modelo alternativo que mejore la sostenibilidad, a través de la mejora de la calidad del suelo, la disminución de la dependencia de insumos externos, la optimización del uso de los recursos de la propia explotación y la reducción del impacto ambiental de la actividad agrícola, manteniendo o mejorando el nivel de competitividad en el mercado. En esta Tesis, se evaluó un paquete de manejo en invernadero basado en laboreo con incorporación de restos de cultivos hortícolas y enmiendas orgánicas, y mínimo uso de fertilizantes inorgánicos (paquete de manejo MM), utilizando un paquete de manejo convencional como control (paquete de manejo C), y se evaluaron los efectos a corto plazo sobre (i) indicadores físicos y bioquímicos relacionados con las principales amenazas para la calidad del suelo en invernadero, (ii) factores extrínsecos al suelo como volumen de agua y nitratos drenados, y condiciones climáticas del interior del invernadero, y (iii) estado nutricional y productividad del cultivo. La aplicación del paquete MM reduce la compactación del suelo, mejora la infiltración por el aumento de la macroporosidad y estabilidad de agregados, mejora significativamente ($p < 0,05$) los indicadores bioquímicos relacionados con las fracciones orgánicas y la actividad biológica, pero aumenta el riesgo de salinización, por lo que resultará importante un manejo óptimo del riego; sin embargo, el volumen de agua y nitratos drenados disminuyen considerablemente, y, por tanto, el riesgo de contaminación ambiental. A pesar de las ligeras modificaciones de la temperatura edáfica y del interior del invernadero, este paquete de manejo mantiene los parámetros nutricionales del cultivo dentro de los límites recomendados, a la vez que aumenta la proporción de producto de primera calidad y disminuye la de destrío, lo que podría influir positivamente sobre la rentabilidad obtenida por el productor.

Departamento de Agronomía

Doctorado en Agricultura Protegida

Universidad de Almería
2020

