

Iniciativa 4 por mil: El carbono orgánico del suelo como herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático en España



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA Y PESCA,
ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE



Iniciativa 4 por mil: el carbono orgánico del suelo como herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático en España

Enero 2018



Madrid 2018



Aviso Legal: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización

Autores:

Emilio J. González Sánchez. Dr. Ingeniero Agrónomo. Director ejecutivo de la Asociación Española Agricultura de Conservación Suelos Vivos.

Óscar Veroz González. Ingeniero Agrónomo. Responsable técnico de proyectos de la Asociación Española Agricultura de Conservación Suelos Vivos.

Jesús A. Gil Ribes Dr. Ingeniero Agrónomo. Catedrático de la Universidad de Córdoba.

Rafaela M. Ordóñez Fernández. Dra. en Ciencias Químicas. Investigadora del Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (Junta de Andalucía).

Coordinación:

D.G. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente

Fecha: Enero 2018



MINISTERIO DE AGRICULTURA Y PESCA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Distribución y venta:

Paseo de la Infanta Isabel, 1
28014 Madrid
Teléfono: 91 347 55 41
Fax: 91 347 57 22

Impresión y encuadernación

Talleres del Centro de Publicaciones del MAPAMA

NIPO: 013-18-014-7 (en línea)

Tienda virtual: www.mapama.es
centropublicaciones@mapama.es

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:
<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

Las opiniones que se expresan en este informe son responsabilidad de los autores y no necesariamente del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medioambiente o su personal.

1- Contexto general: El cambio climático y la iniciativa “4 por 1000”	1
Cambio climático y sostenibilidad	2
Emisiones actuales de gases de efecto invernadero	3
Cambio climático y agricultura	3
Los suelos de España y el cambio climático	4
La cumbre de París (COP21), Marrakech (COP22) y la Iniciativa 4 por 1000	5
<i>Fundamentos de la Iniciativa 4 por 1000</i>	6
2- Potencial de España para introducir COS.....	9
2.1- Revisión de la información existente del contenido de carbono orgánico de los suelos en España	9
Introducción	10
Metodología utilizada en la revisión	12
Situación del contenido de carbono orgánico en los suelos españoles.....	14
<i>Metodología de estimación del COS</i>	15
Factores que influyen en el COS en España	15
Almacén de COS en España	17
Distribución geográfica de la concentración del COS en España	18
Concentración del COS en España por tipo de uso de suelo.....	20
Concentración del COS en España en función del clima	25
Casos de estudio a escala regional.....	27
Galicia	27
Asturias y Cantabria	29
País Vasco.....	30
Murcia	31
Andalucía.....	32
Casos de estudio a escala local	33
Consideraciones finales.....	35
2.2- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles en cantidades, ubicaciones, calidad y cuantificación conforme a las guías IPCC	37
2.2.1- Potencial de España para introducir COS por la aplicación de compost: generalidades	37
Introducción	38
Calidad del compost.....	39
Potencial de España para introducir COS por la aplicación de compost de residuos procedente de industrias agrarias	42
Potencial de España para introducir COS por la aplicación de compost de residuos ganaderos..	51
Potencial de España para introducir COS por la aplicación de compost de lodos de depuradoras	57
Potencial de España para introducir COS por la aplicación de desechos sólidos municipales (DSM).....	60
2.2.2- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de lodos de depuradora	65
Introducción	66
Uso de los lodos de depuradora como fertilizantes y enmienda orgánica en la agricultura	68

Consideraciones a tener en cuenta a la hora de aplicar lodos de depuradora a suelos agrícolas	70
Potencial secuestro de carbono por la aplicación de lodos de depuradora en suelos	72
2.2.3- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de residuos agrícolas (herbáceos y leñosos).....	77
Introducción	78
Restos de poda	82
Residuos agrícolas herbáceos	87
Cereales de invierno en secano y regadío	90
Cereales de verano en regadío (maíz)	91
Remolacha azucarera	92
Alfalfa	92
2.2.4- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Cambios en la gestión de suelos	97
Introducción	98
Agricultura de Conservación	102
Agricultura Ecológica	107
Rotación de cultivos	111
3- Revisión bibliográfica de la ciencia existente.....	115
3.1- Medidas para el aumento del contenido de carbono orgánico de los suelos... 115	115
Introducción	116
Metodología	117
Resultados	118
Medidas para el aumento del contenido de COS.....	124
Discusión	147
Incremento del COS con la fertilización	147
La rotación de cultivos como fijadora de COS.....	148
AC en la fijación de COS.....	149
Suelos agrícolas como sumideros de carbono	149
Cubiertas vegetales para incrementar el COS	150
Consideraciones finales.....	151
3.2- Mejora de productividad por el aumento de carbono orgánico de los suelos.. 153	153
Introducción	154
Metodología	155
Resultados	160
Agricultura ecológica	161
Uso de fertilizantes orgánicos	164
Agricultura de Conservación	166
Conclusiones.....	173
4- Evaluación de alternativas costo-eficientes.....	175
Introducción	176
Metodología	177
Resultados	178
Conclusiones.....	182
Referencias	183
Anexo.....	184

Ejemplo de inversiones públicas en sistemas agrarios con el objetivo de incrementar el carbono orgánico de los suelos184

Anexo 1..... 186

Anexo 2..... 190

Anexo 3..... 194

Anexo 4..... 196

Anexo 5..... 222

Anexo 6..... 226

2.1- Revisión de la información existente del contenido de carbono orgánico de los suelos en España

Figura 1. Concentración del Carbono orgánico del Suelo en España (Mg/ha).....	18
Figura 2. concentración del Carbono Orgánico del suelo de España por Comunidad Autónoma.	19
Figura 3. Porcentaje medio de COS por provincias.....	19
Figura 4. Cantidades totales de COS (Tg) en España en cada uso de suelo por Comunidad Autónoma (30 primeros cm).....	23
Figura 5. Distribución porcentual de la cantidad total del COS por tipo de uso de suelo. ..	23
Figura 6. Concentración media de COS (Mg C/ha) en España en cada uso de suelo por Comunidad Autónoma.	24
Figura 7. Porcentaje de COS en el horizonte superficial de los suelos españoles según climas y según usos de suelo.	26
Figura 8. Contenido de COS en los 30 primeros cm de suelo en Galicia.....	29
Figura 9. Contenido de COS en los 30 primeros cm de suelo de Asturias y Cantabria.	29
Figura 10. Contenido de COS en los 30 primeros cm de suelo en el País Vasco.	30
Figura 11. Contenido de COS en los 30 primeros cm de suelo en el noreste de España.	31
Figura 12. Contenido de COS en los 75 primeros cm de suelo en Andalucía.....	33
Figura 13: Ubicación de los estudios a escala local revisados.	35

2.2.1- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de compost

Figura 1. Potencial de secuestro de carbono en el suelo por aplicación de compost de alperujo por Comunidades Autónomas.....	47
Figura 2. Potencial de secuestro de carbono en el suelo por aplicación de compost de orujo de uva por Comunidades Autónomas.	50
Figura 3. Potencial de secuestro de carbono en el suelo por aplicación de compost de purines y compost de estiércol por Comunidades Autónomas.	57
Figura 4. Potencial de secuestro de carbono en el suelo por aplicación de lodo compostado por Comunidades Autónomas.	59
Figura 5. Potencial de secuestro de carbono en el suelo por aplicación de compost de Desechos sólidos municipales por Comunidades Autónomas.	63

2.2.2- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de lodos de depuradora

Figura 1. Tipos de gestión de los lodos en cada Comunidad Autónoma.	67
Figura 2. Destino de los lodos de depuradora en la UE.	70
Figura. 3. Cuantía actual de las distintas formas de aplicación de los lodos de depuradora con posibilidad de ser utilizados con fines agrícolas a escala nacional y autonómica. Valores expresados en porcentaje respecto al total por comunidad autónoma.....	74

2.2.4- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de residuos agrícolas (herbáceos y leñosos)

Figura 1. Posibilidades de distribución en campo de los restos de la poda.....	83
Figura 2. Potencial de fijación de COS partir de la aplicación de restos de poda en los principales cultivos leñosos y en la totalidad de la superficie con cultivos leñosos (entre paréntesis).....	87

Figura 3. Potencial de fijación de COS a partir de la aplicación de restos de paja, cañas y rastrojos en los principales cultivos herbáceos y del total de la superficie española con cultivos herbáceos (entre paréntesis).94

2.2.5- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Cambios en la gestión de suelos

Figura 1. Correlaciones entre la erosión y la Pérdida de carbón orgánico absorbido en el sedimento para los diferentes campos experimentales y años de estudio. 101

Figura 2. Estimación de la cantidad de COS almacenado actualmente en los suelos en cultivos leñosos (cubiertas vegetales) y cultivos herbáceos (siembra directa) debido a la Agricultura de Conservación..... 105

Figura 3. Comparación de la fijación de COS que actualmente se produce en cultivos herbáceos en siembra directa, respecto a la fijación potencial que se produciría si toda la superficie de herbáceos en España empleara esta técnica. 106

Figura 4. Comparación de la fijación de COS que se produce actualmente en cultivos leñosos con cubiertas vegetales respecto a la fijación potencial que se produciría si se implantaran en toda la superficie nacional de cultivos leñosos..... 107

Figura 5. Evolución de la superficie (ha) en producción ecológica en España desde 1991 a 2014. 108

Figura 6. Fijación actual de COS en cultivos herbáceos con agricultura ecológica. Valores expresados en toneladas de C por comunidad autónoma..... 110

Figura 7. Fijación actual de COS en cultivos leñosos con agricultura ecológica. Valores expresados en toneladas de C por comunidad autónoma..... 111

4- Evaluación de alternativas costo-eficientes..... 175

Figura 1. Cuantificación del aumento de emisiones CO₂ capturadas en suelo debido a la aplicación de diferentes medidas (t CO₂ ha⁻¹ año⁻¹)..... 178

Figura 2. Incremento COS en los usos especificados en el 4x1000 debido a la aplicación de diferentes medidas (% año⁻¹). 179

Figura 3. CO₂ evitado debido a la aplicación de diferentes medidas de captura 179 en suelos agrícolas (t CO₂ año⁻¹)..... 179

Figura 4. Coste por hectárea asignado a las diferentes medidas..... 180 contempladas en el presente informe..... 180

Figura 5. Coste por tonelada de CO₂ evitado en base a la aplicación de las diferentes medidas contempladas en el presente informe..... 180

Contexto general	1
2.1- Revisión de la información existente del contenido de carbono orgánico de los suelos en España	9
Tabla 1. Factores estudiados en relación con el contenido de COS.....	16
Tabla 2. Contenido total de COS en España en los primeros 30 cm de suelo.	17
Tabla 3. Comparativa de concentraciones medias de COS (Mg C/ha) en los principales tipos de usos de suelo en España (30 cm de profundidad).	21
Tabla 4. Comparativa entre los contenidos totales de COS (Tg) en los principales tipos de usos de suelo en España para los primeros 30 cm de profundidad.	22
Tabla 5. Porcentajes medios de concentración de COS por tipo de cultivo y uso de suelo (25 cm de profundidad).....	25
Tabla 6. Valores de COS según uso de suelo UNFCCC y región climática (Mg C/ha) (30 cm de profundidad).	26
Tabla 7. Valores de la cantidad de COS en varias Comunidades Autónomas en los primeros 30 cm de suelo.....	27
Tabla 8. Contenidos de COS en los primeros 30 cm de suelo de Galicia recogidos en la literatura científica.	28
Tabla 9. Concentración y contenido total de COS para distintas profanidades en la C.A. de Murcia.....	32
Tabla 10. Contenido medio de COS (Mg C/ha) y contenido total de COS (Tg) en los primeros 75 cm de suelo por usos de suelo en Andalucía.....	33
2.2.1- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de compost	
Tabla 1. Tipo de enmiendas orgánicas y sus características.....	41
Tabla 2 Valores medios de diferentes parámetros que componen el alperujo fresco.....	43
Tabla 3. Capacidad de aumentar el secuestro de carbono del suelo mediante la aplicación de alperujo compostado.	44
Tabla 4. Estimación del volumen de alperujo generado por CC.AA.....	46
Tabla 5. Cantidad de alperujo que se produce anualmente y Potencial de fijación de CO ₂ con la aplicación al suelo de este residuo.....	47
Tabla 6. Estimación del volumen de orujo de uva generado por CC.AA.	49
Tabla 7. Cantidad de orujo de uva que se produce anualmente y Potencial de fijación de CO ₂ con la aplicación al suelo de este residuo.	50
Tabla 8. Censo ganadero y generación de deyecciones ganaderas según especie.	52
Tabla 9. Comparación de los tiempos de trabajo para tres tipos de manejo de deyecciones sólidas.	53
Tabla 10. Estimación del volumen de purines y estiércoles por CC.AA. (cifras medias aproximadas).....	55
Tabla 11. Cantidad de compost de estiércol y purín que se produce anualmente y Potencial de fijación de CO ₂ con la aplicación al suelo de estos residuos.	56
Tabla 12. Cantidad de compost de lodos de depuradora que se produce anualmente y Potencial de fijación de CO ₂ con la aplicación al suelo de estos residuos.....	59
Tabla 13. Residuos separados en origen de origen orgánico.	61
Tabla 14. Número de plantas existentes en España y volumen de compost generado anualmente.	62

Tabla 15. Cantidad de compost de RSU que se produce anualmente y potencial de fijación de CO ₂ con la aplicación al suelo de estos residuos.....	62
---	----

2.2.2- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de lodos de depuradora

Tabla 1. Producciones de trigo y girasol	69
Tabla 2. Niveles máximos de metales para el uso agrícola de lodos de depuradora. (I).....	71
Tabla 3. Niveles máximos de metales para el uso agrícola de lodos de depuradora según la legislación española (I)	71
Tabla 4. Época en la que se debe de realizar la aplicación del suelo en cada cultivo.	72

2.2.3- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de residuos agrícolas (herbáceos y leñosos)

Tabla 1. Principales formas de gestión de los restos vegetales de cosecha y de restos de poda.....	79
Tabla 2. Tipo de residuos, superficie potencial de aplicación, aumento de COS, CO ₂ evitado y referencias bibliográficas.....	81
Tabla 3. Dosis de restos de poda aplicadas sobre el suelo (peso fresco).	84
Tabla 4. Biomasa remanente en porcentaje (%) a lo largo del tiempo en cada uno de los tratamientos.....	84
Tabla 5. Cantidad de C liberado en el proceso de descomposición y porcentaje de nutriente remanente en los distintos tratamientos de restos de poda considerados en la experiencia.....	85
Tabla 6. Cantidad de materia seca (MS) de los residuos de poda de los principales cultivos leñosos de España, en relación con la distribución de superficie y producción.	86
Tabla 7. Algunas referencias sobre el secuestro de C en cultivos y el efecto de los restos de cosecha sobre el COS.....	89
Tabla 8. Cantidad de carbono incorporado al suelo por los restos de cosecha de los cereales de invierno, cultivados en secano. MS: Materia Seca.	91
Tabla 9. Cantidad de carbono incorporado al suelo por los restos de cosecha de los cereales de invierno, cultivados en regadío.....	91
Tabla 10. Cantidad de carbono incorporado al suelo por los restos de cosecha de los cereales de verano, cultivados en regadío. MS: Materia Seca.	92
Tabla 11. Cantidad de carbono incorporado al suelo por los restos de cosecha de la remolacha, cultivada en regadío.....	92
Tabla 12. Cantidad de carbono incorporado al suelo por los restos de cosecha de alfalfa, cultivada en regadío.....	93
Tabla 13. Potencial anual de C disponible de los residuos de cosecha de los principales cultivos herbáceos. MS: Materia Seca.....	93

2.2.4- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Cambios en la gestión de suelos

Tabla 1 Serie temporal de emisiones y absorciones de CO ₂ en cada tipo de suelo.....	99
Tabla 2. Superficie actual cultivada en España bajo técnicas de Agricultura de Conservación y Potencial de fijación de CO ₂ respecto a las técnicas agrarias convencionales.	105
Tabla 3. Fijación de carbono por la superficie actual cultivada en España bajo técnicas de Agricultura Ecológica.....	110
Tabla 4. Intervalo de diferencia entre la fijación anual calculada (t C ha ⁻¹ año ⁻¹) con la rotación cebada-girasol y cebada-veza y monocultivo de cebada en los primeros 20 cm.....	113

3.1- Medidas para el aumento del contenido de carbono orgánico de los suelos... 115

Tabla 1. Zonificación de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en España.	118
Tabla 2. Zonificación de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS a nivel global	121
Tabla 3. Base bibliográfica de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en función de la gestión integrada de nutrientes	125
Tabla 4. Contenido de carbono según el tipo de fertilizante utilizado.	127
Tabla 5. Incremento del contenido de COS según tipo residuo.....	128
Tabla 6. Contenido de carbono según el tipo de materia prima.	129
Tabla 7. Contenido de carbono según el tipo de estiércol.	130
Tabla 8. Contenido de carbono según el tipo de materia enmienda.	131
Tabla 9. Contenido de carbono según el tipo de materia enmienda.	131
Tabla 10. Base bibliográfica de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en función de la rotación de cultivos.....	133
Tabla 11. Incremento del contenido de COS según los restos vegetales	135
Tabla 12. Base bibliográfica de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en función del manejo de Siembra Directa	137
Tabla 13. Niveles de COS almacenado para cada tipo de manejo de suelo	138
Tabla 14. Base bibliográfica de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en función del incremento de C atmosférico	140
Tabla 15. Base bibliográfica de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en función del incremento de C	142
Tabla 16. Contenido total de COS en España en los primeros 30 cm de suelo	143
Tabla 17. Base bibliográfica de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en función del manejo de cubiertas vegetales	144
Tabla 18. Incremento del COS según tipo de manejo de cubierta.....	146
Tabla 19. Incremento del COS tras 5 años de ensayos	146
Tabla 20. Perdidas del COS causados por la escorrentía.....	146

3.2- Mejora de productividad por el aumento de carbono orgánico de los suelos.. 153

Tabla 1. Valores de producción, carbono orgánico del suelo y productividad del carbono orgánico del suelo.....	160
Tabla 2. Niveles de carbono orgánico total y producción cada cultivo en función del sistema de manejo	161
Tabla 3. Producciones y niveles de carbono orgánico del suelo para cada cultivo en función del sistema de manejo.	162
Tabla 4. Producciones para cada variedad en función del sistema de manejo.	163
Tabla 5. Producciones obtenidas por cultivo y sistema de manejo.	163
Tabla 6. Niveles de materia orgánica del suelo y producciones para cada cultivo en función del tipo de fertilización.	164
Tabla 7. Producciones y niveles de materia orgánica del suelo en función del tipo de fertilización.....	165
Tabla 8. Niveles de materia orgánica del suelo y producciones para maíz en función del tipo de fertilización.	166
Tabla 9. Producciones de trigo para cada rotación en función del sistema de manejo. ...	167
Tabla 10. Producción en función del sistema de manejo y carbono orgánico del suelo en función de la profundidad y del sistema de manejo.	167

Tabla 11. Producciones obtenidas para cada explotación en función del sistema de manejo de suelo.....	168
Tabla 12. Contenido de carbono orgánico del suelo acumulativo en profundidad en función de la rotación y el sistema de manejo	169
Tabla 13. Producciones medias obtenidas en función de la rotación y el sistema de manejo.	169
Tabla 14. Carbono orgánico del suelo en función del sistema de manejo en 1990 y 2001.....	170
Tabla 15. Producciones obtenidas para cada cultivo en función del sistema de manejo de suelo.	170
Tabla 16. Producciones acumuladas y niveles de carbono orgánico del suelo por cultivo en función del sistema de manejo de suelo.	171
Tabla 17. Producciones de cebada y niveles de carbono total del suelo en parcelas sembradas de cebada en función de la rotación.....	172
Tabla 18. Niveles de carbono total del suelo en función de la rotación.	172
Tabla 19. Diferencias medias en los niveles de carbono del suelo y en producción entre la agricultura ecológica y la convencional, la fertilización orgánica y la inorgánica y la agricultura de conservación y la convencional observadas en los estudios revisados en este capítulo.	173
4- Evaluación de alternativas costo-eficientes.....	175
Tabla 1. Resumen de medidas y su efecto en el incremento de carbono orgánico en el suelo	181
Anexo 4.....	196
Tabla A1. Estudios relacionados con el COS a escala europea considerados en el presente estudio.	200
Tabla A2. Estudios relacionados con el COS a escala nacional considerados en el presente estudio.	201
Tabla A3. Estudios relacionados con el COS a escala autonómica considerados en el presente estudio.....	202
Tabla A4. Estudios relacionados con el COS a escala local considerados en el presente estudio.	204
Información aportada relacionada con el COS.....	207
Tabla A5. Valores porcentuales de COS por provincia (25 cm de profundidad).	210
Tabla A6. Cantidades de COS almacenados (Tg) por uso de suelo en cada Comunidad Autónoma (30 cm de profundidad).....	212
Tabla A7. Concentraciones medias de COS (Mg C/ha) por Comunidad Autónoma y uso de suelo (30 cm de profundidad).....	212
Tabla A8. Concentraciones de COS (Mg C/ha) por provincia y uso de suelo (30 cm de profundidad).	213
Tabla A9. Trabajos a escala local realizados en España con información del COS en ecosistemas agrarios utilizados en el presente estudio.....	215

1- Contexto general: El cambio climático y la iniciativa “4 por 1000”

Cambio climático y sostenibilidad

En el informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo “*Nuestro futuro común*”, también conocido como Informe Brundtland (United Nations, 1987), se demostró que el camino tomado por la sociedad en esos momentos estaba menoscabando el medio ambiente, al mismo tiempo, dejando a más regiones en situación vulnerable y de pobreza. De hecho, el Informe Brundtland fue el primer intento de eliminar el conflicto entre el desarrollo y la sostenibilidad. Hoy en día, la definición de desarrollo sostenible propuesta en ese informe es comúnmente aceptado: “El desarrollo sostenible es el desarrollo que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades”.

Según la FAO, en 2050 habrá más de 9 mil millones de personas en el planeta. Se reconoce comúnmente que el desarrollo sostenible exige una convergencia entre los tres pilares de la equidad social, la protección del medio ambiente y el desarrollo económico. El cambio climático es una amenaza global. La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático usa dicho término para referirse a las modificaciones que suceden en el presente y sólo por causas humanas: “*Por cambio climático se entiende un cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante periodos comparables*”.

La influencia humana en el cambio climático está aceptada entre la comunidad científica. Las recientes emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero (GEI) son las más altas de la historia, lo que ha llevado a concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) a niveles que no tienen precedentes en, al menos, los últimos 800.000 años. El efecto de esas elevadas concentraciones en la temperatura del planeta es evidente. La Organización Meteorológica Mundial clasificó 2015, como el año más caluroso de la historia, como parte de una tendencia continua (WMO, 2016).

Emisiones actuales de gases de efecto invernadero

En 2014, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2014a) finalizó el Quinto Informe de Evaluación, en el que se estima que las emisiones de gases de efecto invernadero antropogénicos han llegado a $49 \pm 4,5$ G t de CO₂ eq.

Para el año 2020, la UE se ha comprometido a reducir sus emisiones un 20% por debajo de los niveles de 1990 (European Commission, 2014). A más largo plazo, y tomando como base el paquete de medidas sobre clima y energía hasta 2020, la UE estableció el “Marco sobre clima y energía para 2030”, que comprende lo siguiente:

- Reducción de al menos el 40% de las emisiones de gases de efecto invernadero con respecto a 1990.
- Al menos el 27% del consumo total de energía procedente de energías renovables.
- Incremento de al menos el 27% de la eficiencia energética.

Y en un marco temporal aún mayor, 2050, la UE quiere reducir sustancialmente sus emisiones, en un 80-95% con respecto a los niveles de 1990.

En relación a la situación actual, la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA), en su informe Nº 23/2016 sobre estimaciones de emisiones de gases de efecto invernadero, informa de que en la UE-28 las emisiones (excluyendo uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y selvicultura, LULUCF (siglas en inglés) se situaron en 2015 en 4.329.539 Mt CO₂ eq (European Environment Agency, 2016). Esta cifra marcó una reducción global del 23,9% en comparación con 1990. Estos datos confirman que la UE está en buen camino para cumplir su objetivo de emisiones de gases de efecto invernadero fijado para 2020.

Las emisiones de gases de efecto invernadero en el sector agrario, excluyendo LULUCF, representaron el 10,1% (438.341 Mt CO₂ eq) de las emisiones totales. Constituye la segunda actividad emisora en el conjunto de la UE detrás de los procesos del sector de energía (European Environment Agency, 2016).

Con respecto a España, la edición 2017 del Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990 - 2015 (MAPAMA, 2017) sitúa las emisiones totales en 335.661 Mt CO₂ eq, un 15,5% superiores a las de 1990. Del total de emisiones, 35.979 Mt CO₂ eq provienen de la agricultura, lo que supone un 10,7%.

Cambio climático y agricultura

El cambio climático afectará a los ecosistemas agrícolas europeos, y en especial a la región mediterránea (IPCC, 2014). Los impactos en los distintos niveles serán especialmente adversos en los ecosistemas agrícolas y pueden dar lugar a una disminución de la productividad de los cultivos si no se ejecutan medidas de adaptación. En base a la información suministrada por la comunidad científica, es previsible que con el cambio climático, los rendimientos globales en 2050 podrían disminuir en un 20 a 30 % (IPCC, 2014b). Por otra parte, hasta 50.000 km² de tierra productiva se pierden cada año a través de los procesos de erosión del suelo y la degradación de la tierra; además, muchos más han reducido los rendimientos y casi 3 M km² son considerados

de muy alto riesgo de desertificación. Esta degradación podría reducir las tierras de cultivo disponibles por 8-20% en 2050 (Giovannucci *et al.*, 2012).

Los procesos de degradación del suelo tienen un elevado coste económico y, de hecho, una evaluación de impacto realizada por la Comisión Europea mostró que los procesos de degradación del suelo en Europa podrían costar hasta 38.000 M € al año (Van-Camp *et al.*, 2004). La degradación de los suelos amenaza más del 40% de la superficie terrestre y el cambio climático acelera este proceso de degradación, amenazando la productividad de los suelos y con ello la seguridad alimentaria. La reducción de los períodos de precipitaciones y la multiplicación de los eventos extremos favorecen la erosión de los suelos. El aumento de las temperaturas aumenta la evapotranspiración y en consecuencia la desecación de los suelos. En este sentido, la tasa de degradación de suelos alcanza a nivel mundial los 12 millones de hectáreas anuales (United Nations, 2016). La capacidad para alimentar a más de 9 mil millones de seres humanos en 2050, en un contexto de cambio climático, dependerá de nuestra capacidad para conservar los suelos sanos y fértiles (FAO, 2015).

Los suelos de España y el cambio climático

La agricultura contribuye al cambio climático, se ve afectada por él, y además tiene la capacidad de mitigarlo. La mayor parte de las emisiones generadas por la agricultura están relacionadas con prácticas en el ámbito agrario, como la deforestación, el agotamiento de los suelos agrícolas por una sobre explotación y excesivo laboreo del suelo, cambio de prados, manejo inadecuado de turberas y zonas húmedas; mientras que otras prácticas, por el contrario, son susceptibles de almacenar carbono, tanto en los suelos como en la biomasa.

El Inventario Nacional de Emisiones de España (MAPAMA, 2017), en el capítulo correspondiente a "Usos de la tierra, cambios de uso de la tierra y silvicultura", cuantifica una absorción de CO₂ en el año 2015 en las tierras de cultivo de 2.397 Gg CO₂ eq. En este sentido hay que llamar la atención sobre varias consideraciones acerca del cálculo que se realiza en el Inventario. Estas absorciones no sólo tienen en cuenta para su cálculo el carbono orgánico del suelo, sino además, contabiliza el carbono acumulado en la biomasa viva. Ello supone que la introducción de un cultivo leñoso donde antes sólo había cultivo herbáceo contribuye a las absorciones de CO₂. Por otro lado, respecto al carbono orgánico del suelo, sólo se tiene en cuenta la variación que se produce al implementar en cultivos leñosos prácticas de conservación de suelo. En el caso de que un cultivo se mantenga o no se realicen prácticas de conservación de suelo, se entiende que el contenido de carbono orgánico en el suelo permanece invariable, cuando los estudios científicos existentes determinan que, bajo prácticas de laboreo, dicho contenido se reduce. Valga como ejemplo, las pérdidas de carbono orgánico estimadas en estudios como los de Muñoz Rojas *et al.* (2015), en donde en un periodo de 51 años, los suelos bajo el uso de "Tierras arables" en Andalucía experimentaron pérdidas de 31 Tg de carbono (27% de disminución de carbono orgánico del suelo).

La aplicación al suelo de distintas fuentes de carbono orgánico puede suponer una mejora del mismo. El potencial de estos compuestos orgánicos es diverso, y depende en gran medida de su forma de obtención o procesado. Los últimos estudios realizados a nivel nacional, recogidos en el apartado 2.1 de este informe, estiman la cantidad total de COS de España en 2,8 Pg, lo que supone una cuantía media de 56,6 Mg/ha (2,9% de contenido de materia orgánica).

Lógicamente, dicha concentración varía a lo largo de la superficie española, situando los suelos con mayores niveles de COS en el noroeste de España, concretamente en Galicia, con contenidos que en ocasiones puntuales llegan a 200 Mg C/ha y porcentajes medios de materia orgánica de hasta el 11%. En el caso contrario se sitúan la cuenca del Ebro o Comunidades Autónomas como Andalucía, Castilla León y Murcia, las cuales contienen áreas con climas semiáridos, con altas temperaturas en verano y bajas precipitaciones.

Respecto a los usos de suelo, los cálculos realizados, muestran como las mayores concentraciones de COS se dan en suelos ocupados por bosques (98,55-65,21 Mg/ha), mientras que las menores concentraciones se dan en los suelos de uso agrícola (45,26 Mg/ha en cultivos anuales y 38,09 Mg/ha en cultivos leñosos).

El estudio del contenido porcentual del Carbono Orgánico en el Suelo a nivel nacional, muestra como 16 provincias tienen un porcentaje por debajo del 1%, y 28 provincias tienen un porcentaje entre el 1% y el 2%, lo que supone, según algunos autores, que 44 provincias, (88% del total), están en riesgo de pérdidas importantes en la calidad de sus suelos. A tenor de los datos aportados por los diferentes estudios analizados, es posible constatar que los suelos de uso agrícola son los que más cantidad de Carbono Orgánico han perdido históricamente y que, por tanto, poseen un gran potencial para secuestrar el Carbono atmosférico. Todo dependerá de la implantación y puesta en práctica de sistemas de manejo, que incremente la capacidad sumidero del suelo, contribuyendo así, a la mitigación de los impactos del cambio climático y a la sostenibilidad de los ecosistemas agrarios.

La cumbre de París (COP21), Marrakech (COP22) y la Iniciativa 4 por 1000

En la Conferencia de París sobre el Clima (COP21), celebrada en diciembre de 2015, 195 países firmaron el primer acuerdo vinculante mundial sobre el clima. Como objetivo fundamental, el Acuerdo establece que el aumento de temperatura con respecto a niveles pre-industriales no supere los 2 °C.

La restauración de las tierras agrícolas degradadas y el aumento de la tasa del carbono en el suelo juegan un papel importante en el tratamiento del triple desafío que constituyen la seguridad alimentaria, la adaptación de los sistemas alimentarios y de las personas al cambio climático, y la mitigación de las emisiones producidas por los humanos. En este marco, cobra sentido la “Iniciativa 4 por 1000: Suelos para la seguridad alimentaria y el clima”, impulsada por el Gobierno de Francia en la COP21.

La Iniciativa “4 por 1000” tiene como objetivo asegurar que la agricultura juega un papel relevante en la mitigación y adaptación al cambio climático. Con el crecimiento anual de un 4 por 1000 (0,4%) del COS, se busca demostrar que incluso un pequeño incremento en el almacenamiento de carbono en los suelos es crucial para mejorar la fertilidad de los mismos y la producción agrícola, y contribuir así a conseguir el objetivo a largo plazo marcado en el Acuerdo de París, de limitar el incremento de la temperatura media global a un máximo de 1,5 o 2°C. Uniéndose a la Iniciativa “4 por 1000”, las partes interesadas se comprometen a hacer una transición hacia una agricultura resiliente mediante una gestión del suelo sostenible que genere empleos, beneficios y ganancias, y que asegure el desarrollo sostenible.

La Iniciativa “4 por 1000” puede tener un gran potencial para los suelos españoles, por lo que el presente estudio, pretende servir de base para establecer las nociones científicas básicas y el potencial de la Iniciativa para España. En el presente documento se identifican diferentes prácticas relacionadas con el sector agrario y ganadero, que pueden contribuir a aportar ese necesario 0,4% de Carbono Orgánico anual a los suelos de España.

Fundamentos de la Iniciativa 4 por 1000

El IPCC, en su quinto informe de evaluación (IPCC, 2013), estimó que las emisiones anuales de gases de efecto invernadero a nivel mundial de origen antrópico representaban la incorporación de 8.900 millones de toneladas de C a la atmósfera, consecuencia de la actividad en las zonas industriales y urbanas (7.800 millones de toneladas de CO₂) y de los cambios de usos de suelo y deforestación (1.100 millones de toneladas de CO₂) (IPCC 2013).

Poniendo en relación la cantidad de C emitido de manera anual a la atmósfera (0,0089 billones de t) con la cuantía de C almacenada en el suelo (2,4 billones de t), resulta que las emisiones anuales representan el 0,4%, o lo que es lo mismo, el 4 por mil (4‰) de la cantidad de C almacenada en el suelo.

En base a ello, la iniciativa “4 por 1000” propone mejorar el contenido en materia orgánica incrementando un 4‰ el carbono en los suelos, a través de la implementación de prácticas agrícolas que contribuyan a dicho incremento. Estas prácticas —mecánicas, culturales o biológicas— deberán adaptarse a las situaciones locales tanto desde el punto de vista ambiental como social, contribuyendo de esta manera a preservar la riqueza de los suelos, así como a restaurar los suelos fragilizados y desertizados con el fin de mejorar la seguridad alimentaria, propiciar la adaptación al cambio climático y contribuir a su atenuación. El objetivo de 4‰ aplicado en el horizonte de los suelos mundiales —lo que representa existencias de cerca de un billón de toneladas de carbono— se traduciría en algunas décadas por un almacenamiento anual de 4 mil millones de toneladas de carbono en el suelo, lo cual representaría un contrapeso del aumento del CO₂ atmosférico.

Se trata de una iniciativa multisectorial, enmarcada en la Agenda de Acción Lima-Paris y que asocia, en una primera etapa, al conjunto de partes interesadas en torno a dos grandes ejes de acción:

1. Un programa internacional de investigación y cooperación científica - “el carbono en los suelos: un reto de seguridad alimentaria”, que trata cuatro temas científicos complementarios:
 - Los mecanismos de almacenamiento del carbono en los suelos.
 - La evaluación de la calidad de los resultados de las prácticas agrícolas virtuosas y de sus consecuencias sobre los otros servicios de producción y de regulación.
 - El apoyo a las innovaciones y su estímulo mediante políticas adecuadas.
 - El seguimiento y la restitución de los resultados, que van a requerir la invención de mecanismos institucionales y financieros nuevos.
2. Una alianza de protagonistas que se comprometan a luchar contra la pobreza y la inseguridad alimentaria, gracias a la puesta en marcha a escala local de nuevas prácticas

agrícolas favorables a la restauración de los suelos, la biodiversidad y el aumento de su stock de carbono orgánico.

Esta iniciativa busca además fortalecer las sinergias existentes y las coherencias entre las tres grandes Convenciones de Río (la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre los Cambios Climáticos (CCNUCC), la Convención de las Naciones Unidas para la Lucha contra la Desertificación (CNUCLD) y la Convención sobre la Diversidad Biológica (CDB)), el Comité de la Seguridad Alimentaria Mundial (CSA) y los Objetivos de Desarrollo Sostenible aprobados por las Naciones Unidas en septiembre de 2015.

Hasta la fecha, casi 150 entidades de más de 30 países se han adherido a esta iniciativa, entre las que se encuentra el Gobierno Español, además de otros gobiernos, representantes de agricultores y del sector agropecuario, organizaciones internacionales, institutos de investigación científica y técnica, autoridades gubernamentales locales, bancos de desarrollo, fundaciones, empresas privadas y organizaciones no gubernamentales.

Las posibilidades de acción de cada uno de los actores que se adhieran son diversas. Así, los gobiernos y autoridades locales pueden:

- Implementar programas de formación para agricultores y consejeros agrícolas para aumentar la materia orgánica en los suelos.
- Contribuir a financiar proyectos de desarrollo de captura del carbono.
- Elaborar políticas que promuevan la gestión sostenible de los suelos.

Los bancos de desarrollo, los donantes y las empresas privadas pueden:

- Apoyar a los proyectos de desarrollo que faciliten la difusión e implementación de prácticas agrícolas sostenibles.
- Financiar proyectos de desarrollo, cursos de formación o implementación de sistemas de medición, notificación y verificación.

Los agricultores y las organizaciones de productores de alimentos pueden:

- Trabajar junto con la comunidad científica y las ONG para promover prácticas agrícolas sostenibles.

2- Potencial de España para introducir COS

2.1- Revisión de la información existente del contenido de carbono orgánico de los suelos en España

Introducción

La importancia del carbono orgánico del suelo (COS, por sus siglas en español, en adelante), principal componente de la materia orgánica, es capital en todos los procesos que se dan en el suelo y en su calidad, ya que mejora su estructura, fertilidad y capacidad de almacenamiento de agua, siendo por ello ampliamente aceptado como un indicador de la calidad del suelo (Podmanicky *et al.* 2011).

El COS constituye la mayor reserva de Carbono de los ecosistemas terrestres (Lal, 2008). No en vano, y según las últimas estimaciones realizadas, estos ecosistemas almacenan un total de 1.408 Pg en el primer metro de profundidad de suelo (Batjes, 2016). Por todo ello, los suelos, con tres veces más Carbono que la atmósfera (Smith, 2004), son reconocidos como el segundo almacén de este elemento en el planeta después de los océanos, además de constituir uno de los componentes más importantes de la biosfera, por su provisión de funciones y servicios al ecosistema (Ogle y Paustian, 2005). Por su parte, el COS presente en los suelos agrícolas representa aproximadamente el 10% del Carbono orgánico total almacenado en todos los suelos en la superficie de la tierra (Paustian *et al.*, 1997). En lo que respecta a España, los datos de los que se disponen, indican que en los primeros 30 cm, los suelos agrícolas (cultivos anuales y cultivos leñosos) acumulan el 31,9% del COS total nacional (Rodríguez Martín *et al.* 2016), porcentaje por encima de la media mundial debido en gran medida a que el 33,5% de la superficie española está ocupada por cultivos (Esrce, 2015). A pesar de la baja proporción que supone el COS en los suelos agrícolas a nivel mundial, su disminución ha tenido, a lo largo de varias décadas, una importante repercusión en el aumento de las concentraciones de Gases de Efecto Invernadero (GEI).

A lo largo de los años, el contenido de COS ha disminuido de manera considerable debido a la conversión de los ecosistemas naturales en ecosistemas agrarios y a varios procesos de degradación como la erosión, salinización, y la reducción de la disponibilidad de nutrientes (Lal, 2011). Así pues, y en lo que respecta a los ecosistemas agrarios, se estima que la reserva de COS se ha reducido entre un 25% y un 75%, dependiendo del clima, el tipo de suelo y de la gestión del mismo (Lal, 2011). En términos absolutos, dicha reducción supone que los suelos de los ecosistemas agrícolas del mundo han disminuido el contenido de COS entre 42 y 78 Gt de C

(Lal, 2004), de los cuales entre 18 y 28 Gt se perdieron por culpa de la desertificación (Neely *et al.*, 2009). Por su parte, Reicosky (2011), afirma que la agricultura intensiva ha contribuido a la pérdida entre un 30% y un 50% del COS en las últimas dos décadas del siglo XX. Kinsella (1995), estima que, en sólo 10 años de labranza, se pierde el 30% de la materia orgánica que originariamente tenía el suelo. En Europa, existen varias estimaciones en lo que respecta a la pérdida de Carbono en los suelos agrícolas, así pues, Janssens *et al.* (2003) estimaron una pérdida de 300 Tg de C al año para la superficie agrícola europea que se extendía hasta los montes Urales. Usando una metodología similar, Vleeshouwers and Verhagen (2002), estimaron una media de pérdida de Carbono al año para la Unión Europea de 78 Tg de C. En España, Janssens *et al.* (2005), en un estudio a nivel europeo, estimaron que las tasas medias anuales de pérdidas de COS en suelos agrícolas eran de 47 kg/ha, lo que significa que cada año, en toda la superficie nacional se pierden 79,8 Gg de Carbono.

Por todo ello, la reducción el COS está reconocida como una de las ocho amenazas para el suelo identificadas en la Estrategia Temática para la Protección de Suelos (EC, 2006, 2012). Uno de los principales objetivos de dicha estrategia es mantener y mejorar los niveles de COS en la Unión Europea, muy en línea con los objetivos planteados con la Hoja de Ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos (EC, 2011), entre los que se incluye el diseño de políticas que contribuyan al incremento de los niveles de materia orgánica en los suelos de la Unión Europea desde el momento actual hasta el año 2020.

Para entender las razones que han motivado a lo largo de los años la reducción de los stocks de COS en los suelos agrícolas, es necesario conocer cuáles son los factores que afectan a su contenido. De acuerdo con Jones *et al.* (2004), hay dos grupos de factores que influyen en el COS: factores naturales (clima, material parental, cobertura del suelo, vegetación y topografía), y los factores inducidos por el hombre (el uso del suelo y la gestión). En las zonas agrícolas, además de la erosión por el agua y el viento, la lixiviación y los incendios forestales, las actividades que reducen de una manera más rápida del contenido de COS son las relacionadas con el exceso de pastoreo, la conversión de los pastizales, bosques y vegetación natural en tierras de cultivo y el arado profundo de los suelos cultivables, causando una rápida mineralización del COS (Miralles *et al.*, 2009). En este sentido, son varios los autores que coinciden al afirmar que la perturbación del suelo por labranza es una de las mayores causas de la disminución de COS (Balesdent *et al.*, 1990, Six *et al.*, 2004, y Olson *et al.*, 2005), cifrándose dicha disminución hasta en un 30% en 10 años, tal y como se ha mencionado anteriormente (Kinsella, 1995).

Estudios realizados en España (Hontoria *et al.*, 2004), concluyen que los factores que más influyen en el COS son el clima y el uso del suelo, siendo mucho menor la influencia de otras variables como la pendiente, la textura, la altitud y la humedad. Esto puede dar una idea de cómo la acción del hombre, a través del uso de la tierra, puede intervenir en el COS, bien sea para aumentar o reducir su cuantía en los ecosistemas agrarios, según la gestión que se haga del suelo mediante las diferentes prácticas agrarias.

El COS juega un papel importante en la mitigación del cambio climático, debido a la capacidad que tiene el suelo para secuestrar carbono durante siglos (Post y Kwon, 2000), a través de la recuperación del COS perdido durante décadas de realización de prácticas agrarias insostenibles. Así pues, Lal (2004), a través de diversos estudios en todo el mundo, estimó que la capacidad de la recuperación de la reserva de Carbono de los suelos agrícolas y de los suelos degradados del mundo estaría entre 21 y 51 Gt. Por otro lado, diversos estudios en todo el mundo

(US-EPA, 2005, 2006; Smith, 2004; Smith *et al.*, 2000, 2005, 2008) estiman que el potencial de secuestro de Carbono del suelo a nivel mundial se sitúa en 2,1 billones de toneladas al año, correspondiendo a los suelos agrarios una tasa de secuestro de entre 0,4-1,2 billones de toneladas al año si se aplicasen prácticas como la Siembra Directa, la retirada de tierras, la implantación de cultivos perennes, implantación de cultivos de raíces profundas, utilización óptima de enmiendas orgánicas (estiércol animal, lodos de depuradora, paja de cereales, compost), rotaciones de cultivos, riego, cultivos bioenergéticos, agricultura ecológica y conversión de tierras de cultivo en pastizales o bosques. En España, no se han encontrado trabajos que estudien el potencial a nivel nacional de recuperación de COS de los suelos agrícolas, aunque para su estimación pueden servir de base los trabajos analizados en el presente estudio y desarrollados en cada uno de los capítulos del mismo.

Así pues, la evaluación de los stocks de COS, además de ser importante para una realizar una adecuada estimación de las emisiones de Gases de Efecto Invernadero a la atmósfera en los diferentes escenarios derivados del cambio climático (Abd-Elmabod *et al.*, 2014; Lal, 2004; Page *et al.*, 2013), es necesaria para establecer el potencial de los suelos para el almacenamiento de Carbono. Conociendo los valores de partida del COS en los ecosistemas terrestres en general y en los ecosistemas agrarios en particular, es posible determinar los cambios que en dicho contenido se pueden esperar (FAO, 2001). Por tanto, en el presente capítulo, se pretende ofrecer información, lo más actualizada posible, de los niveles de COS en el conjunto del territorio español, a través de la bibliografía científica y técnica existente a nivel nacional en relación a dicho parámetro y poder así determinar, el potencial de almacenamiento de Carbono del suelo y diseñar estrategias adecuadas para a incrementar la capacidad de mitigación del cambio climático de los mismos.

Metodología utilizada en la revisión

En la literatura técnica y científica, existen multitud de trabajos que estudian el contenido del COS en la superficie agrícola española, ya sea de una manera directa a través de evaluaciones realizadas para todo el conjunto de la superficie nacional o para una comunidad autónoma, o de manera indirecta, a través de investigaciones destinadas a estudiar el efecto de la aplicación de prácticas agrícolas sobre las propiedades físico-químicas del suelo en diversas localizaciones de la geografía española. En este último caso, los datos que ofrecen dichas investigaciones, si bien es información de carácter puntual en localizaciones concretas, pueden ser de utilidad para apoyar las evaluaciones de carácter general realizadas para todo el conjunto del territorio nacional.

Se ha recurrido a fuentes documentales primarias (bases de datos bibliográficas como la Web of Science, monografías realizadas por Administraciones Públicas a nivel europeo, nacional y autonómico y artículos científicos publicados en revistas internacionales de impacto) como secundarias (artículos publicados en la literatura científica e informes publicados por las Administraciones, tanto europea, como nacional y autonómica, relativos a evaluaciones, revisiones, meta-síntesis, meta-análisis y referencias bibliográficas de artículos consultados).

Los descriptores o palabras clave utilizados a la hora de realizar la búsqueda han sido "Soil Organic Carbon", "Organic Matter", "Stock", "Pool", "Storage", recopilando en primera instancia más de 100 artículos. A estos documentos se han añadido informes y estudios realizados en el

marco de proyectos y convenios de colaboración entre diversas entidades públicas, tesis doctorales y trabajos de fin de máster en los que se han realizado evaluaciones del contenido de materia orgánica y/o carbono orgánico a nivel autonómico y/o nacional.

Se ha realizado, para su posterior análisis, una selección y clasificación de la bibliografía encontrada atendiendo a los siguientes criterios:

- **Ámbito de estudio:** se han encontrado fundamentalmente dos tipos de artículos en base al ámbito estudiado:
 1. De ámbito global, ya sea autonómico, nacional o europeo, en los que se ha realizado una evaluación del contenido de COS para toda la superficie estudiada, mediante análisis geo estadísticos, recopilación de datos procedentes de redes de muestreos realizados en el marco de proyectos o convenios de colaboración regional, nacional o europeo, realización de meta análisis o utilización de modelos matemáticos.
 2. De ámbito local, centrado en el estudio de la variación del contenido de carbono orgánico en el suelo a través de muestreos directos del suelo, para el estudio de la influencia en este parámetro de la implantación y puesta en práctica, de prácticas agrarias. En estos casos, la información que suministran estos artículos se refiere o bien, al contenido de COS derivado de la caracterización inicial de las parcelas estudiadas en la investigación, o al contenido de carbono en el suelo resultante de la aplicación de las prácticas agrícolas estudiadas, una vez transcurrido el periodo de análisis.
- **Usos de suelo:** Se han seleccionado aquellos artículos centrados en los usos de suelo de tipo agrícola, desestimando otros usos de suelo, al estar enfocado el informe al estudio y análisis del potencial de las prácticas agrícolas para aumentar el secuestro de carbono en el suelo.
- **Pertinencia y/o aplicabilidad de la información suministrada:** Sólo se han seleccionado aquellos documentos cuya información era pertinente y aplicable a la revisión realizada, suministrando datos que aportaran conocimiento sobre el estado del contenido de Carbono orgánico en el suelo. Así pues, se han desestimado, por ejemplo, artículos que, aun estando relacionados con la revisión realizada, aportaban información que hacía referencia a incrementos de Carbono sin indicar el contenido inicial o final en el suelo, o los datos suministrados estaban fechados hace demasiado tiempo.
- **Vigencia de los datos:** En muchos de los casos, se han encontrado varios artículos correspondientes a un mismo equipo de investigación, los cuales publicaban resultados sobre la misma zona de estudio en diferentes años. En estos casos, y aunque se han analizado todos los documentos, sólo se aporta información del estudio más reciente.
- **Unidades y profundidades de referencia:** Para el caso que nos ocupa, y siempre que la información suministrada en los documentos utilizados lo ha permitido, se ha procurado dar la información en unidades de masa de Carbono por unidad de superficie, concretamente en Mg (tonelada) por hectárea, en línea con las unidades utilizadas en el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efectos Invernadero (MAGRAMA, 2016), y en unidades de masa de Carbono, para así suministrar información acerca de la cuantía total de carbono existente en una unidad territorial, ya sea una Comunidad Autónoma o el total de la superficie nacional, siempre especificando la profundidad a la que se refiere el dato de COS. A este respecto, resaltar que la mayoría de los trabajos analizados, calculan o estiman el COS para los 30 primeros cm de suelo, habida cuenta de que es la capa de suelo donde la cuantía de COS es más propensa a variar en función del clima o del uso de suelo (Batjes, 1996).

Por otro lado, se ha realizado una selección de artículos de carácter general y de ámbito más global, referidos al papel del COS en los ecosistemas agrarios, la situación de los stocks de Carbono en el suelo a nivel mundial y el potencial de secuestro de C de los ecosistemas agrícolas, que han servido para contextualizar la revisión realizada a nivel nacional.

En el Anexo 4, se presentan en formato tabular los distintos documentos que se han analizado para la elaboración de este capítulo, a escala europea (Tabla A1), a escala nacional (Tabla A2), a escala autonómica (Tabla A3) y a escala local (Tabla A4).

Situación del contenido de carbono orgánico en los suelos españoles

En España, son multitud los estudios relacionados con el contenido de carbono orgánico en los suelos agrícolas, tanto a escala local, sin duda lo más numerosos, a escala regional (Andalucía, Galicia, Navarra, Cataluña, Aragón, País Vasco, La Rioja, Murcia), y a escala nacional (Tablas A2-A4 del Anexo 4). A todos estos trabajos, han de añadirse aquellos realizados a una escala supranacional, por iniciativa de entidades europeas (EIONET-SOIL network- European Environment and Observation Network for Soil, red perteneciente a la European Environment Agency), los que a través de modelos matemáticos de estimación, cuantifican el contenido de COS para toda Europa, y que incluyen evaluaciones de este stock de carbono para España (Tabla A1 del Anexo 4).

De todos los estudios analizados, aquellos que ofrecen datos para el conjunto de la superficie española y, por tanto, sirven mejor al objetivo de mostrar una fotografía actual del estado de los suelos en lo que respecta a su contenido en Carbono orgánico, son los trabajos realizados a nivel nacional. Históricamente, dichos trabajos han venido ofreciendo algunas limitaciones que han motivado que el cálculo total de Carbono para el país, difiera entre los distintos estudios analizados, existiendo amplias variaciones entre ellos. Dichas limitaciones, pueden resumirse en los siguientes puntos:

- La contabilización de los depósitos de Carbono orgánico involucra normalmente el uso de bases de perfiles de suelos georreferenciados con datos de densidad aparente y pedregosidad, requiriéndose por ello, mapas de suelos y mapas de uso de suelo. En España, hasta no hace mucho tiempo, la información relativa a estas cuestiones, era escasa y de baja calidad, lo que ha dificultado la cuantificación del carbono a escala nacional.
- Los valores utilizados en algunas evaluaciones tienen su origen en diferentes bases de datos, lo que supone que la información utilizada haya sido muy heterogénea (valores de Carbono orgánico referidos a distintas profundidades, con distintas unidades, etc.) o no contuvieran los mismos tipos de datos.
- En ocasiones, los valores empleados en el análisis procedían de muestreos realizados en años diferentes, utilizándose de manera indistinta para el mismo análisis.
- En algunos casos, la falta de información en algunas zonas o la falta de datos sensibles en algunos muestreos, como puede ser el caso del valor de la densidad relativa, necesaria para obtener la concentración de COS por unidad de superficie, han motivado la realización del cálculo de stocks en dichas zonas por extrapolación en el primer caso, o la estimación de los valores a través de fórmulas de

aproximación. Ello ha supuesto la realización de representaciones desequilibradas en los distintos ambientes o falta de consistencia de la evaluación realizada.

Sin duda alguna, los últimos estudios realizados, han ido superando dichas limitaciones, contando en la actualidad con información basada en análisis geoestadísticos realizados sobre datos de suelo de calidad suficiente para realizar estimaciones fidedignas, y dar aproximaciones cada vez más cercanas a la realidad.

Otro de los aspectos analizados en la revisión realizada, y que supone un importante apoyo para comprender la variabilidad y distribución de la concentración del COS en la superficie española, es el relativo a la influencia sobre este stock de diversos factores como el clima, el uso de suelo y las características topográficas del terreno. Comprender de qué manera afecta cada uno de estos factores a la cuantía final de COS, supone ser capaz de realizar estimaciones predictivas en su contenido de cara al futuro, que sirvan para acometer políticas de apoyo a prácticas agrícolas cuya implantación fomente el incremento del COS.

Metodología de estimación del COS

Tanto en el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (MAGRAMA, 2016), como en todos los estudios revisados a nivel nacional para la elaboración del presente capítulo, la estimación de la concentración de COS por unidad de superficie se ha realizado a partir de la siguiente ecuación, en línea con la metodología presentada en Rovira *et al.* (2007):

$$COS = 100 \times C \times D_a \times G \times \frac{100 - V}{100}$$

Donde:

- COS: Concentración de COS en unidades de masa por unidad de superficie para la profundidad de suelo considerada.
- C: Concentración de Carbono en la tierra fina (%).
- D_a: Densidad aparente del suelo para la profundidad considerada (g/cm³).
- G: Profundidad del horizonte estudiado (cm).
- V: Porcentaje del volumen del horizonte ocupado por piedras y gravas.

Los datos finales de concentración de COS suelen expresarse en Mg C/ha (1 Mg=1 tonelada), y el cálculo del contenido se realiza multiplicando dicha concentración por la superficie a la que hace referencia dicha concentración. Así pues, si la concentración hace referencia a la existente en los suelos agrícolas, la cuantía total de COS en los suelos agrícolas se obtendrá de multiplicar dicha concentración por la superficie total de suelos ocupados por cultivos.

Factores que influyen en el COS en España

Son varios los factores que influyen en el contenido del COS, explicando así, su variabilidad a lo largo de la superficie nacional. En el caso de España, los trabajos realizados por Hontoria *et al.* (2004) realizan una identificación de los mismos (Tabla 1), estableciendo además el grado de la

intensidad de la relación que éstos tienen con la concentración de COS, a través de la realización de análisis de correlación simple y de regresión múltiple.

Tabla 1
Factores estudiados en relación con el contenido de COS.
 Fuente: Elaboración propia a partir de Hontoria *et al.* (2004)

Factores climáticos	Factores edáficos	Factores topográficos	Factores antropogénicos
Precipitación media anual	Régimen de humedad (nº de días consecutivos con la sección del suelo seca en verano, nº de días acumulados con la sección del suelo seca)	Altitud	Uso de suelo
Temperatura media anual	Textura	Pendiente	

Hontoria *et al.* (2004) afirman que en la España peninsular, el clima, el régimen de humedad y el uso del suelo son los factores que más influyen en el contenido de COS, mientras que el resto de factores ocupan un papel secundario. Así pues, variables como la precipitación media anual y la temperatura media anual explican un 37% de la variabilidad del COS, mientras que el uso del suelo explica por sí solo un 33% de la variabilidad del COS. Teniendo en cuenta estos dos factores de forma simultánea, se logra explicar el 45% de la variabilidad del COS. La contribución de resto de variables como la altitud, la pendiente y la textura suponen sólo un 2% adicional. Cabe destacar, que estas últimas variables muestran una relación más estrecha en suelos cultivados que en suelos no cultivados.

Pero además de identificar cuáles son los factores que afectan al contenido de COS, también es relevante de qué manera afectan. Así pues, y en relación con el clima, zonas con una precipitación media anual mayor tienen, por lo general, un contenido de COS mayor, por el contrario, zonas con mayor temperatura media anual, suelen tener un contenido menor de COS. Por su parte, los suelos que pasan un mayor número de días acumulados y consecutivos con la sección seca, disponen por lo general de un menor contenido de carbono orgánico en su perfil.

En definitiva, y tal y como concluyen Hontoria *et al.* (1999), el contenido de COS en España es muy sensible a los cambios que se puedan dar en el futuro en las temperaturas y en las precipitaciones como consecuencia del cambio climático. Así pues, según estos autores, escenarios climáticos en los que las temperaturas fueran un 10% superiores a las actuales o las precipitaciones fueran inferiores en un 10% a las actuales, podrían llevar, en los casos más desfavorables, a pérdidas de hasta el 15% del COS. La magnitud de los efectos en el COS por cambios en el uso de suelo, pueden ser similares a los efectos del clima anteriormente comentados.

Almacén de COS en España

Todos los estudios realizados a nivel nacional coinciden en que los suelos españoles tienen una baja concentración de COS en la capa superficial de suelo (0-30 cm), en línea con los trabajos realizados a nivel europeo, en los que se destaca que las zonas del arco Mediterráneo son las que menores valores de concentración de COS tienen de Europa (Lugato *et al.*, 2014).

De los trabajos revisados (Tabla 2), el que mayor cantidad de COS asigna al total de la superficie española, es Rodríguez-Murillo (2001), con un valor total de 3,7 Pg de C, lo que supone una media de 75,9 Mg C/ha, muy por encima de los valores calculados por el modelo utilizado a escala europea para el área Mediterránea (Lugato *et al.*, 2014). Un valor algo inferior al anteriormente mencionado es que asigna Jones *et al.* (2004), con una cuantía total de 3,5 Pg. Los trabajos más recientes, minoran estas cifras situando el valor en 2,8 Pg, lo que supone que de media, los suelos españoles contienen 56,57 Mg C/ha en los primeros 30 cm de profundidad, algo más acorde con los valores medios que dan Smith *et al.* (2001) para los suelos agrícolas de Europa (53 Mg/ha).

Tabla 2
Contenido total de COS en España en los primeros 30 cm de suelo.

Contenido total de COS (Pg)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (Mg/ha)	Fuente
2,8	56,6	Rodríguez Martín <i>et al.</i> (2016)
3,5	70,8	Jones <i>et al.</i> (2004)
3,7	75,9	Rodríguez-Murillo (2001)

En el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (MAGRAMA, 2016), a nivel nacional, sólo se muestra información de concentraciones medias de COS para cuatro tipos de usos de suelo (Bosques, Tierras de cultivos, Pastizales y Humedales). A partir de dicha información y de las superficies totales asociadas a cada uno de los tipos de usos de suelos anteriormente mencionados expuestas en el Inventario, es posible dar una aproximación de la cuantía de COS total en España almacenado en las superficies ocupadas por Bosques, Tierras de cultivos, Pastizales y Humedales, ascendiendo a un total de **2,05 Pg**, que corresponde a una concentración media de **42,5 Mg C/ha**. Ambos valores son, lógicamente, inferiores a los dados en los estudios anteriormente mencionados, al no haber sido posible considerar otros usos de suelo como Asentamientos y Otras tierras, al no disponer de sus respectivos valores de concentraciones medias de COS.

Tomando como referencia el estudio más reciente, (Rodríguez-Martín *et al.*, 2016) los valores porcentuales de COS en España se sitúan en un rango entre el 0,006% y el 18,40%, con una media de 1,7% y una mediana de un 1%. Esto quiere decir que el 50% de los perfiles de suelos analizados en España tenían un contenido de COS por debajo del 1%. Loveland y Webb (2003), en una revisión sobre los valores críticos de Materia Orgánica en suelos agrícolas del área templada, sugirieron que un contenido de C del 1%, podía representar el umbral por debajo del cual la producción de los cultivos se vería comprometida, incluso suministrando fertilizantes sintéticos. Estos mismos autores afirman, en el mismo estudio, que por debajo del 2% de contenido de COS, se pueden originar pérdidas importantes en la calidad del suelo. Por su parte, Benito y Días-Fierros (1992), encontraron que en suelos de prados atlánticos, la erosión

disminuía mucho por encima del 3% de concentración de Carbono orgánico. Estas cifras nos muestran un panorama en el que los suelos en España están en un alto riesgo de desertificación y que pone en serio riesgo la sostenibilidad de los ecosistemas agrarios a largo plazo. Es por ello, por lo que la implantación de prácticas de manejo agrarias orientadas a incrementar la concentración del COS, no sólo tiene un interés desde el punto de vista de la mitigación del cambio climático, sino que además supone una apuesta por la mejora del resto de las propiedades del suelo, redundando de manera positiva en su calidad y en la sostenibilidad de los ecosistemas agrarios.

Distribución geográfica de la concentración del COS en España

Si bien todos los estudios analizados difieren en la cantidad total de COS almacenada para el conjunto del territorio español, no ocurre lo mismo en cuanto a la distribución a lo largo y ancho de la superficie nacional, en la que todos los trabajos muestran en todos los casos un mismo patrón (Rodríguez Martín *et al.*, 2016; Lugato *et al.*, 2014, Rodríguez Martín *et al.*, 2009; Rodríguez-Murillo, 2001).

Tomando como referencia el mapa de distribución de cantidad de COS más actual (Figura 1) (Rodríguez Martín *et al.*, 2016), se observa que, en general, los mayores niveles de concentración de COS se dan en el noroeste de España, concretamente en Galicia, con suelos con un contenido que en ocasiones llegan a 200 Mg C/ha. Esto se debe a que el 90% de las parcelas muestreadas fueron pastos y terrenos forestales repoblados, con suelos con un alto contenido de Materia Orgánica. En el caso contrario se sitúan Comunidades Autónomas como Andalucía, Castilla y León y Murcia, las cuales contienen áreas con climas semiáridos, con altas temperaturas en verano y bajas precipitaciones. Otra zona en la que se observa un bajo contenido de COS es la cuenca del Ebro.

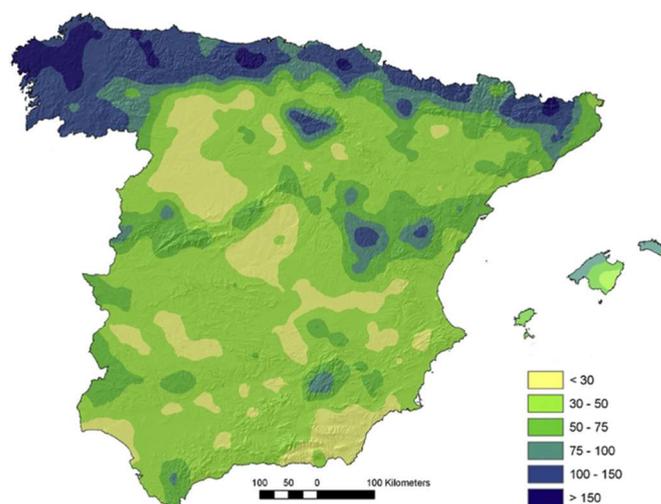


Figura 1. Concentración del Carbono orgánico del Suelo en España (Mg/ha).

Cada color representa un intervalo de concentración de COS (Mg/ha).

Fuente: Rodríguez Martín *et al.* (2016).

Trasladando los datos de concentración de COS por Comunidades Autónomas, se puede observar como en la España seca, la mayor parte de los suelos tienen una concentración entre 30 y 50 Mg C/ha, mientras que, en la España húmeda, la mayor parte de los suelos tienen una concentración entre 100 y 150 Mg C/ha (Figura 2).



Figura 2. Contenido de carbono orgánico del suelo en España y en cada Comunidad Autónoma.

Contenido de COS (Pg) y porcentaje de la superficie de suelo a nivel regional y nacional (gráfico inferior derecha) con cada uno de los intervalos de concentración de COS (Mg C/ha) (<30, 30-50, 50-75, 75-100, 100-150, >150).

Elaboración propia a partir de Rodríguez Martín *et al.* (2016).

Un parámetro que resulta de interés para su estudio además de la concentración, es el porcentaje de COS, por su relación con la calidad del suelo. La Figura 3, muestra el porcentaje de COS por provincia, destacando tres provincias con un porcentaje por debajo del 1%, y 18 provincias con un porcentaje entre el 1% y el 2%. Ello supone que un total de 21 provincias, un 42%, están en riesgo de pérdidas importantes en la calidad de sus suelos.

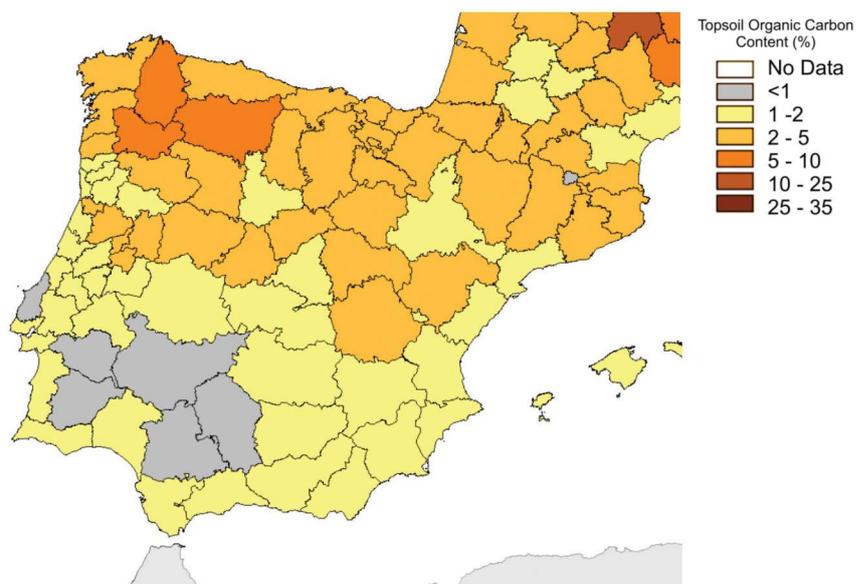


Figura 3. Porcentaje medio de COS por provincias.

Fuente: Soil Atlas of Europe (2005).

Rodríguez Martín et al. (2009), a través del análisis de más de 4.000 muestras de suelo repartidas por toda la geografía nacional, determinaron el porcentaje de Materia Orgánica de cada una de ellas, calculando con posterioridad, mediante métodos estadísticos, el porcentaje correspondiente a la media y a la mediana de cada provincia (Tabla A5 del Anexo 4). La situación que nos muestra el estudio de Rodríguez Martín *et al.* (2009) es si cabe, más extrema que la información recogida por el Soil Atlas of Europe (2005). Así pues, 16 serían las provincias con un porcentaje de COS por debajo del 1%, y 28 provincias entre el 1% y el 2%, dibujando un panorama en el que 44 provincias, un 88%, están en riesgo de pérdidas importantes en la calidad de sus suelos.

Concentración del COS en España por tipo de uso de suelo

Otro de los aspectos interesantes que son objeto de análisis en la literatura técnica y científica, es la distribución de los valores de COS según el uso de suelo y tipo de cultivo. Como se ha mencionado anteriormente, el uso de suelo es uno de los factores que más influyen en el COS, y ello se ve reflejado en la superficie española tal y como se verá a continuación.

De manera general, todos los autores coinciden en que la concentración del COS es menor en los suelos ocupados por cultivos que en los suelos ocupados por bosques, pastos y matorrales, lo que lleva a concluir que la conversión de los bosques y pastos a tierras de cultivo en el pasado conllevó una reducción del COS (Rodríguez-Martín *et al.*, 2016). Así, Rodríguez-Murillo (2001), estimó un contenido medio de COS para los suelos ocupados por bosques de 87,4 Mg C/ha, de 82 Mg C/ha para los suelos ocupados por matorrales y de 50,8 Mg C/ha para los suelos ocupados por cultivos. En estudios posteriores, Rodríguez Martín *et al.* (2016) (Tabla 3), estimaron concentraciones de COS inferiores a las dadas por Rodríguez-Murillo (2001) para cada uso de suelo, con 65,24 Mg C/ha para los suelos ocupados por bosques, 62,30 Mg C/ha para suelos ocupados por matorrales y 45,26 Mg C/ha y 38,09 Mg C/ha para cultivos anuales y cultivos leñosos respectivamente. Estos valores aunque más cercanos, son todavía superiores a los valores ofrecidos por el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (MAGRAMA, 2016).

A modo de comparación, la tabla 3 recoge los valores de concentración de COS ofrecidos por tres fuentes distintas para cada uno de los usos de suelo definidos por la UNFCCC. En la primera columna, se muestran las concentraciones medias de COS dadas por el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (MAGRAMA, 2016). En la segunda columna, se recogen las concentraciones medias calculadas a partir de los datos aportados por Rodríguez Martín *et al.* (2016). Por último, la tercera columna, muestra las concentraciones medias de COS, utilizando como datos para su cálculo las superficies asignadas por la ESYRCE (2015a) a cada uso de suelo y la cuantía total de COS dada por Rodríguez Martín *et al.* (2016). Una descripción de la metodología de cálculo usada para estimar los valores tanto de esta tabla como de la tabla 4 se realiza en el Anexo 4.

Tabla 3
Comparativa de concentraciones medias de COS (Mg C/ha) en los principales tipos de usos de suelo en España (30 cm de profundidad).

(Códigos de usos de suelos según la UNFCCC).

Uso de suelo	Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efectos Invernadero (MAGRAMA, 2016)	Rodríguez Martín et al. (2016)	Elaboración propia (superficie de la ESYRCE (2015a))****
Forestal (FL)	51,39	69,42*	73,32
Cultivos (CL)	31,48	43,49**	39,72
Pastizales (GL)	48,73	64,37***	60,22
Humedales (WL)	62,95	N.D.	47,18
Asentamientos o Artificial (SL)	N.D.	N.D.	49,51
Otros usos (OL)	N.D.	53,67	64,60
MEDIA	N.D.	56,57	56,26

*Media ponderada calculada a partir de los valores dados por Rodríguez Martín et al. (2016) de concentraciones de COS y superficies correspondientes a bosques, coníferas y mixtos.

**Media ponderada calculada a partir de los valores dados por Rodríguez Martín et al. (2016) de concentraciones de COS y superficies correspondientes a cultivos leñosos y cultivos anuales.

***Media ponderada calculada a partir de los valores dados por Rodríguez Martín et al. (2016) de concentraciones de COS y superficies correspondientes a pastos, matorrales y superficie arbolada.

****Examinar Anexo 4 para ver la metodología de cálculo utilizada.

N.D.: No Disponible.

De manera análoga, la tabla 4, compara los contenidos totales de COS en los 30 primeros cm de suelo en cada uno de los tipos de usos definidos por la UNFCCC, aportados por el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (MAGRAMA, 2016), Rodríguez Martín et al. (2016) y por los cálculos realizados a partir de las superficies dadas por el ESYRCE (2015a). Dichos valores han sido calculados multiplicando las concentraciones medias de COS por las superficies dadas por cada fuente.

Tabla 4.
Comparativa entre los contenidos totales de COS (Tg) en los principales tipos de usos de suelo en España para los primeros 30 cm de profundidad.

Valores calculados a partir de la información suministrada por Rodríguez Martín *et al.* (2016) y el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efectos Invernadero (MAGRAMA, 2016) y el ESYRCE (2015a).

Uso de suelo	Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efectos Invernadero (MAGRAMA, 2016).	Rodríguez Martín <i>et al.</i> (2016)	Elaboración propia (superficie de la ESYRCE (2015a))*
Forestal (FL)	789,28	1.004,60	883,93
Cultivos (CL)	631,80	901,08	672,98
Pastizales (GL)	598,19	775,82	1.016,27
Humedales (WL)	26,3	N.D.	29,49
Asentamiento o Artificial (SL)	N.D.	N.D.	47,41
Otros usos (OL)	N.D.	138,36	154,58
TOTAL	N.D.	2.819,86	2.804,66

*Examinar Anexo 4 para ver la metodología de cálculo utilizada.

Analizando la información dada en la tabla 4, se observa como en base a la fuente considerada, los usos de suelo con mayor contenido de carbono no coinciden, siendo los suelos ocupados por bosques los que mayor contenido de COS tienen en los dos primeros casos, y los suelos ocupados por pastizales en el tercer caso. Ello se debe a que a pesar de que la concentración media de COS en los pastizales es menor en las tres fuentes, la superficie recogida en la ESYRCE correspondiente dicho uso de suelo es considerablemente mayor a la relativa a los bosques, resultando un total superior. La figura 4 muestra, como complemento a la información de la tabla 4, los valores del contenido de COS por uso de suelo y por Comunidades Autónomas calculados según la metodología descrita en el Anexo 4. La información numérica de dichos valores se muestra en la tabla A7 del Anexo 4.

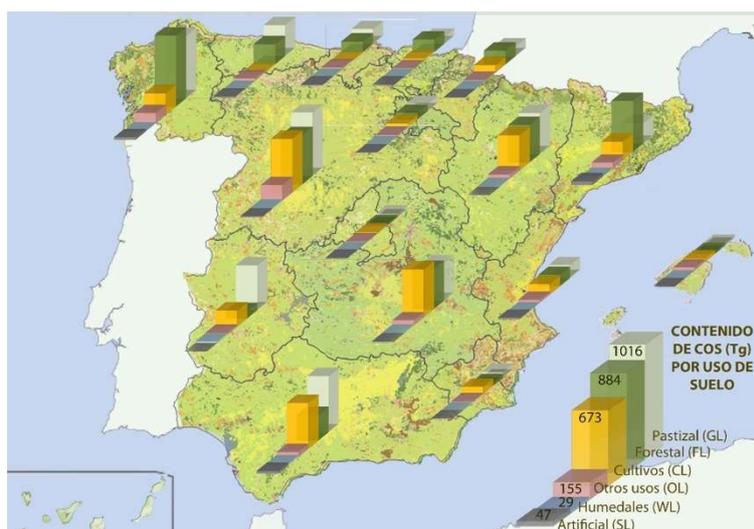


Figura 4. Cantidades totales de COS (Tg) en España en cada uso de suelo por Comunidad Autónoma (30 primeros cm).

Cada color corresponde a un uso de suelo y la longitud de la barra indica el contenido de COS (Tg).

Elaboración propia a partir de Rodríguez Martín *et al.* (2016) y ESYRCE (2015a).

La siguiente figura (Figura 5), muestra el porcentaje de COS que contiene cada uso de suelo, con respecto al total acumulado en cada Comunidad Autónoma y al total nacional.

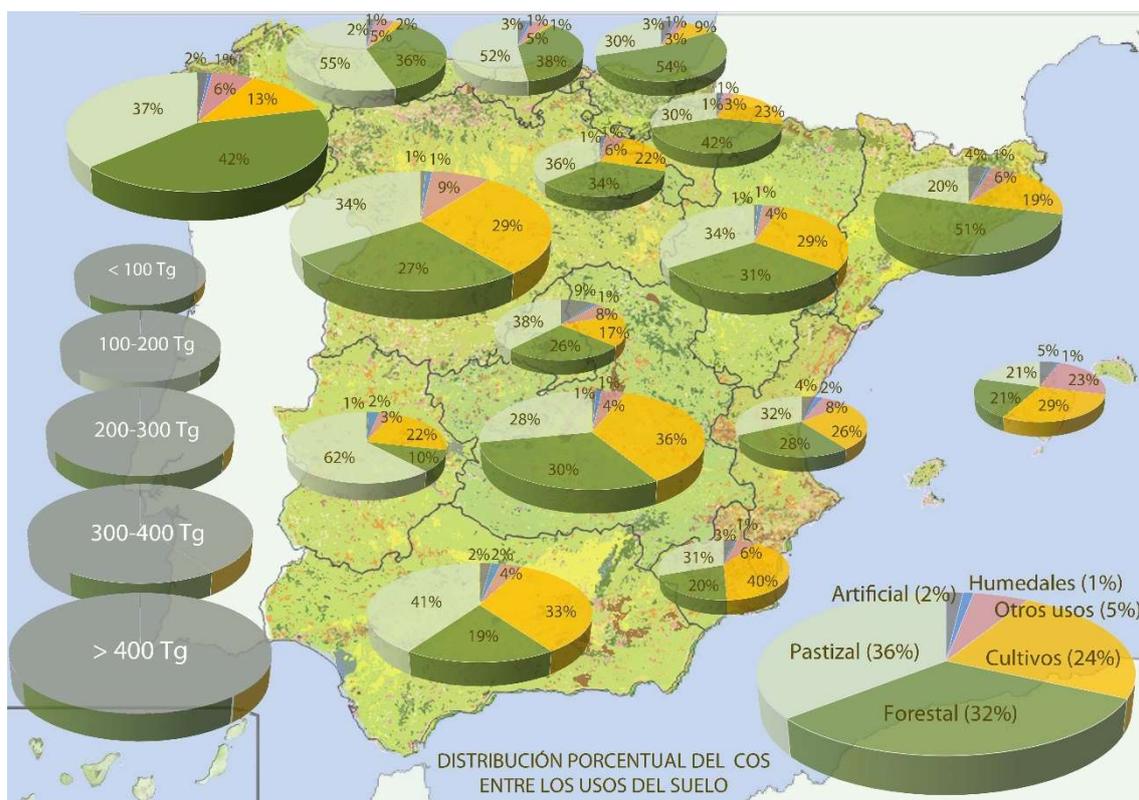


Figura 5. Distribución porcentual de la cantidad total del COS por tipo de uso de suelo.

Cada color corresponde a un uso de suelo, y las dimensiones de la porción se corresponden con el porcentaje del COS almacenado en dicho uso respecto del total calculado en cada Comunidad Autónoma.

Elaboración propia a partir de Rodríguez Martín *et al.* (2016) y ESYRCE (2015a).

Entrando más en detalle en cada uso de suelo, es posible observar como la concentración de COS por unidad de superficie en cada uso de suelo varía según la Comunidad Autónoma considerada. Así pues, vemos como en el tercio norte peninsular, las concentraciones de COS por unidad de superficie para todos los usos de suelo son mayores que en el resto de España (Figura 6). Dichos valores han sido calculados en base a la metodología descrita en el Anexo 4. Una característica común en todo el territorio nacional, es que por lo general, la concentración de COS suele ser mayor en los suelos forestales y ocupados por pastizal, siendo relativamente bajos en suelos agrícolas. Entre paréntesis se muestra la concentración media de COS estimada para cada Comunidad Autónoma. La información numérica de dichos valores, se muestra en la tabla A8 del Anexo 4.

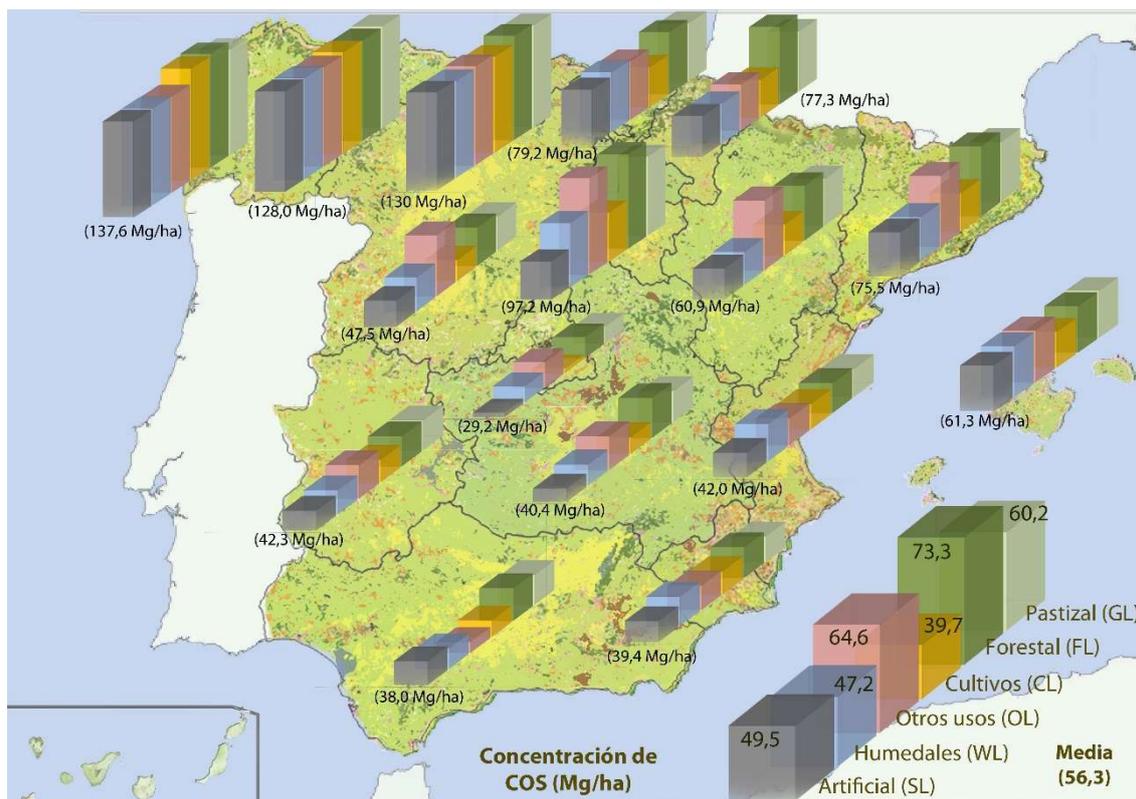


Figura 6. Concentración media de COS (Mg C/ha) en España en cada uso de suelo por Comunidad Autónoma.

Cada color corresponde a un uso de suelo y la longitud de la barra indica la concentración media de COS (Mg C/ha) en cada tipo de uso de suelo. Entre paréntesis se muestra la concentración media de COS para cada Comunidad Autónoma y a nivel nacional (gráfico inferior derecha).

Elaboración propia a partir de Rodríguez Martín et al. (2016).

En la tabla A8 incluida en el Anexo 4, se ofrece una información más pormenorizada de la concentración de COS en función del tipo de suelo, mostrando los valores calculados por el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (MAGRAMA, 2016) en cada provincia.

Rodríguez Martín *et al.* (2009), ofrece una información más detallada sobre el COS en los usos de suelo, caracterizando el valor porcentual de este parámetro para cada cultivo. En este sentido, los cultivos que presentan valores porcentuales medios más elevados de COS son los tubérculos (principalmente los cultivos de patatas), mientras que los más bajos se observan en viñedos y

olivares, que generalmente suelen estar ubicados en los terrenos con suelos más pobres (Tabla 7).

Tabla 5
Porcentajes medios de concentración de COS por tipo de cultivo y uso de suelo (25 cm de profundidad).

Fuente: Rodríguez Martín *et al.* (2009).

Cultivo/Usos de suelo	Media COS (%)	Mediana COS (%)
Cereales de grano	1,16	1,00
Leguminosas de grano	1,10	1,29
Cultivos forrajeros	1,03	0,88
Cultivos industriales	1,04	0,87
Campo labrado*	0,95	0,82
Hortalizas	1,69	1,24
Tubérculos	2,38	2,29
Olivo	0,92	0,82
Vid	0,84	0,71
Cítricos	1,30	1,18
Frutales no cítricos	1,23	0,94
Terreno improductivo	1,35	1,18
Erial	1,30	1,06
Pastizal	3,42	2,59
Dehesa	1,30	1,18
Forestal	1,64	1,18
TOTAL	1,44	1,00

*Barbechos y/o cultivos sin determinar

Concentración del COS en España en función del clima

Romanyá *et al.* (2007), determinó el porcentaje de COS no sólo en función del uso del suelo, sino también de clima, integrando de esa manera los dos factores más influyentes en la concentración de este parámetro. De esta manera, estos autores observaron que los porcentajes de COS, además de ser mayores en suelos ocupados por bosques y matorrales, y menores en suelos ocupados por cultivos, para un mismo uso de suelo, dichos porcentajes eran mayores en climas húmedos y menores climas semiáridos (Figura 7). Por su parte, Rodríguez-Martín *et al.* (2016), en base a los datos analizados, calcularon que las tierras forestales tenían de media un

3,7% de COS, los pastizales, un 3,27% de COS, y las tierras con cultivos, un 1,05% de COS, lo que suponía un contenido 3 veces inferior a los anteriores usos.

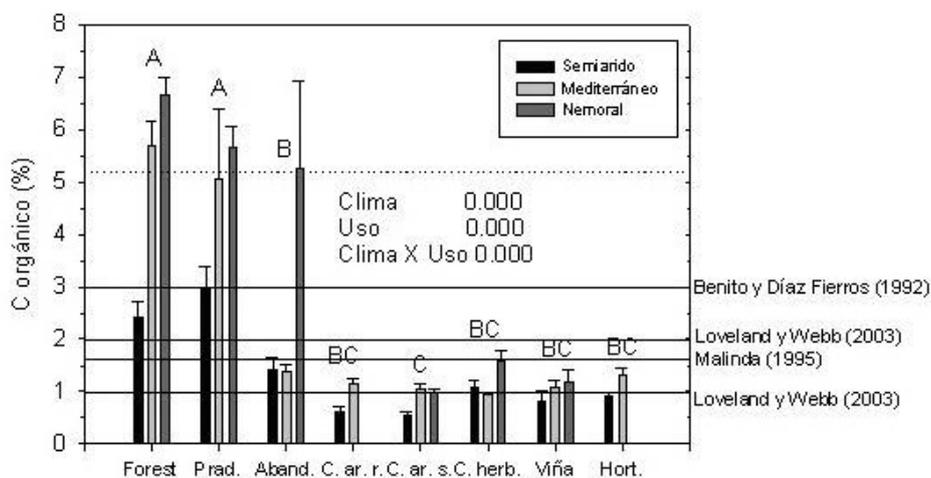


Figura 7. Porcentaje de COS en el horizonte superficial de los suelos españoles según climas y según usos de suelo.

Las letras indican diferencias significativas entre usos. Forest: Bosques y Matorrales, Prad: Prados, Aband: Cultivos abandonados, C. ar. R: Cultivos arbóreos de regadío, C. ar. S: Cultivos arbóreos de secano, C. herb: Cultivos herbáceos, Viña: Viñas, Hort: Cultivos Hortícolas.

Fuente: Romanyá *et al.* (2007).

Por su parte, el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (MAGRAMA, 2106), recoge los valores medios de concentraciones de COS en España según la región climática y el tipo de uso de suelo, constatando lo anteriormente señalado por Romanyá *et al.* (2007), confirmando que independientemente del tipo de uso de suelo, las regiones con climas más áridos, las concentraciones de COS son menores (Tabla 8).

Tabla 6.

Valores de COS según uso de suelo UNFCCC y región climática (Mg C/ha) (30 cm de profundidad).

Fuente: Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (MAGRAMA, 2016).

	Atlántico	Continental	Mediterráneo	Montano & Culminal
Bosques (FL)	64,21	50,35	46,36	57,44
Cultivos (CL)*	50,28	33,72	29,03	47,63
Pastizales (GL)	76,94	45,79	37,02	75,6
Humedales (WL)**	62,86	62,86	62,86	62,86

*Los valores dados para el clima Atlántico, Continental y Montano & Culminal se han calculado a partir del valor del clima Mediterráneo, debido a la falta o escasez de información. Para más detalle, consultar el Anexo 4 del Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (MAGRAMA. 2016).

**Para este uso de suelo no se dispone de información suficiente para calcular un valor para cada tipo de región climática, asumiéndose el mismo para todas al no estar incluido de manera importante por el clima. Para más detalle, consultar el Anexo 4 del Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (MAGRAMA. 2016).

Casos de estudio a escala regional

No todas las regiones y/o comunidades autónomas han sido objeto de un análisis global del COS presente en sus suelos. Tras la revisión realizada en la bibliografía técnica y científica, nueve han sido las comunidades autónomas objeto de estudio en este sentido (Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, Navarra, Aragón, Cataluña, La Rioja, Murcia y Andalucía), ofreciendo diversa información en lo que al contenido de COS se refiere. No siempre, todos los trabajos consultados, exponen los mismos tipos de datos o tienen el mismo formato, por lo que, sería conveniente realizar, en un futuro, una labor de homogeneización de resultados, para que los mismos fueran comparables e integrables en un único estudio. La Tabla 9 ofrece un resumen de la información existente sobre el COS en cada una de las regiones analizadas, respecto a la concentración media de COS como a la cuantía total de COS almacenada en cada Comunidad Autónoma analizada, para a continuación, dar algunos detalles de los datos expuestos para cada comunidad de manera sintética.

Tabla 7
Valores de la cantidad de COS en varias Comunidades Autónomas en los primeros 30 cm de suelo.
Elaboración propia a partir de Rodríguez-Lado y Martínez-Cortizas (2015)^a, Calvo de Anta *et al.* (2015)^b, NEIKER-Tecnalia (2014)^c, Álvaro-Fuentes *et al.* (2011)^d, Albadalejo *et al.* (2013)^e, Muñoz-Rojas *et al.* (2012)^f.

Comunidad Autónoma	COS Total (Tg)	COS (Mg C/ha)
Galicia ^a	550	190
Asturias + Cantabria ^b	151	90-100
País Vasco ^c	51	71
Navarra + Aragón + Cataluña + La Rioja ^d	950	100
Murcia ^{e*}	56	51
Andalucía ^{f**}	230	26

*Cuantía de COS para los primeros 40 cm de suelo.

**Cuantía de COS para los primeros 25 cm de suelo.

Galicia

A tenor de los trabajos revisados, Galicia es, sin duda, la Comunidad Autónoma que mayor concentración COS tiene respecto al conjunto de la superficie española. Los estudios realizados han estimado el contenido de COS a través de diversas metodologías, como la combinación de espectroscopia y datos con formato ráster, el estudio a través de regresión de mínimos cuadrados parciales o el cálculo a través de datos obtenidos directamente de muestreos de suelo.

En relación a la concentración del COS dada en porcentaje, Rial *et al.*, 2016, estimaron que los suelos gallegos tenían de media, en los 30 primeros cm de profundidad, un 7,4% de COS, oscilando desde el 1,7% en el caso de los suelos ocupados por cultivos hasta el 46,2% en el

caso de turberas, constatando que la mayoría de los usos de suelos tenían un porcentaje inferior al 10%.

Rodríguez-Lado y Martínez-Cortizas (2015), en un estudio anterior al de Rial *et al.*, (2016), estimaron que el contenido total del contenido de COS en los suelos gallegos en los primeros 30 cm de profundidad, ascendía a un total de $0,55 \pm 0,12$ Pg C con unos valores medios de 190 Mg C/ha. Al igual que otros autores que ya estudiaron la relación del COS con factores como el clima o el uso de suelo (Hontoria *et al.*, 2004), Rodríguez-Lado y Martínez-Cortizas (2015) observaron que el contenido de COS aumentaba en zonas con mayor precipitación y disminuía en las zonas en las que la temperatura y la evapotranspiración eran más altas.

Calvo de Anta *et al.* (2015), en el marco de un estudio más amplio de la zona norte de España que incluía varias comunidades autónomas, entre las que se encontraba Galicia, determinaron el contenido de COS para varias profundidades (30 cm y 50 cm). En este caso, estos autores encontraron que los porcentajes de COS oscilaban en un amplio rango para los primeros 30 cm de profundidad, desde contenidos por debajo del 0,2% en playas y dunas costeras, hasta contenidos por encima del 35% en zonas con turberas. En general, observaron que la mayoría de los suelos ocupados por cultivos y situados cerca de la costa o en zonas interiores de las provincias de Lugo y Orense, el porcentaje de concentración de COS se situaba entre un 3% y un 4% (90 Mg C/ha). En cambio, en suelos ocupados por matorrales y bosque con una altitud de más de 400 m situadas en las provincias de la Coruña y Pontevedra, el porcentaje oscilaba entre el 8% y 10% de COS (260 Mg C/ha). En términos globales, el 63% de la superficie de Galicia, se sitúa en un porcentaje de concentración de COS del 6%. Por tipo de uso de suelo, y de menor a mayor contenido de COS, los suelos con menor contenido de COS eran los que estaban ocupados con viñedos, seguidos de cultivos de cereal y hortícolas, praderas, bosque y por último, matorral.

Tabla 8.
Contenidos de COS en los primeros 30 cm de suelo de Galicia recogidos en la literatura científica.

Referencia	Contenido total COS (Pg)	Contenido medio COS (Mg C/ha)	Contenido medio COS (%)
Rial <i>et al.</i> , 2016	-	-	7,4
Rodríguez-Lado y Martínez-Cortizas (2015)	$0,55 \pm 0,12$	190	-
Calvo de Anta <i>et al.</i> (2015)	-	>100 (1,55% de la superficie)	-
		100-160 (29,3% de la superficie)	
		160-200 (34,9% de la superficie)	
		200-240 (18,4% de la superficie)	
		240-280 (10% de la superficie)	

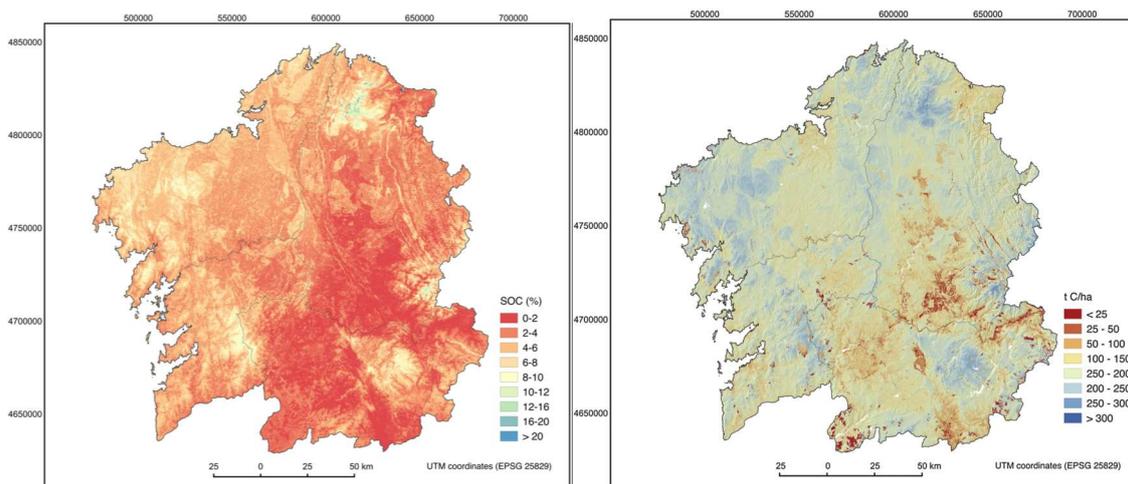


Figura 8. Contenido de COS en los 30 primeros cm de suelo en Galicia.
Fuente: Rial *et al.* (2016).

Asturias y Cantabria

Estas dos comunidades autónomas son tratadas de manera conjunta, junto con Galicia, en el estudio realizado sobre la evaluación del COS a nivel regional (Calvo de Anta *et al.*, 2015), a partir del análisis de muestras de suelo. Según los autores, se establecen diferencias significativas en lo que respecta a las concentraciones de COS entre la zona oeste de Asturias, más similar a Galicia, y el resto (zona central y este de Asturias y Cantabria). Para dicha zona, y en similares condiciones de vegetación y clima, en los primeros 30 cm de suelo, el contenido medio de CO en suelos es del 3% y el stock medio de 90 a 100 Mg C/ha.

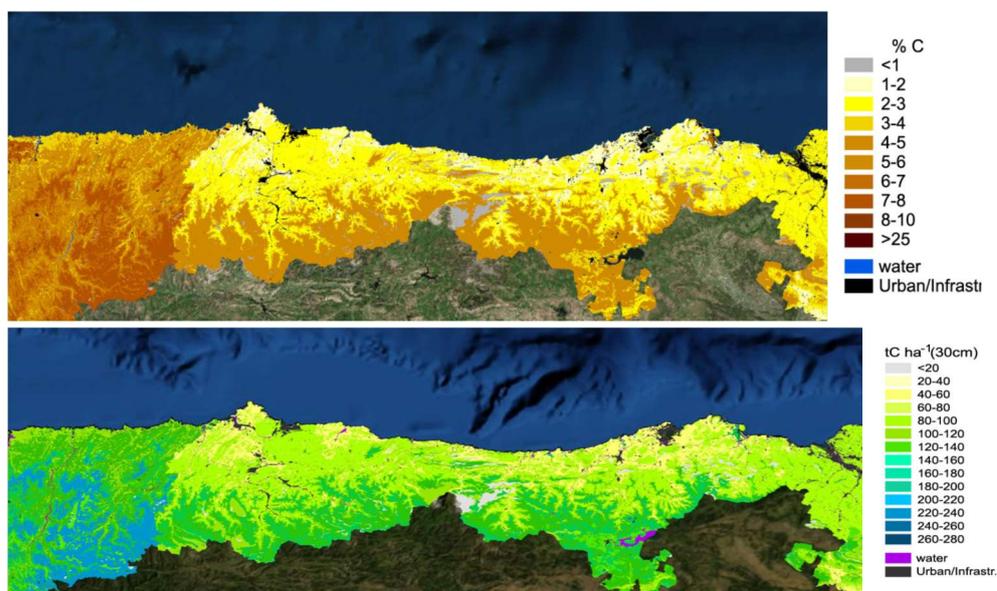


Figura 9. Contenido de COS en los 30 primeros cm de suelo de Asturias y Cantabria.
Fuente: Calvo de Anta *et al.* (1015)

País Vasco

Un amplio informe publicado por el Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial del Gobierno Vasco, y realizado por NEIKER-Tecnalia (NEIKER-Tecnalia, 2014), expone una situación de los sumideros de carbono en la comunidad autónoma del País Vasco, ofreciendo información relativa al contenido de COS en la región.

Según este informe, en el conjunto de la superficie con vegetación, se estimó que el contenido medio de COS es del orden de 71 Mg C/ha, variando desde los 62 Mg C/ha en la vertiente mediterránea hasta los 76 Mg C/ha en la vertiente atlántica). Como era de esperar, se ha observado como el uso de suelo influye en el contenido de COS. Así pues, los suelos ocupados por frondosas son lo que suelen tener un mayor contenido medio de COS (69,2 Mg C/ha), seguidos por los suelos ocupados por coníferas (66,6 Mg C/ha), para situarse en último lugar, los suelos ocupados por cultivos (30 Mg C/ha).

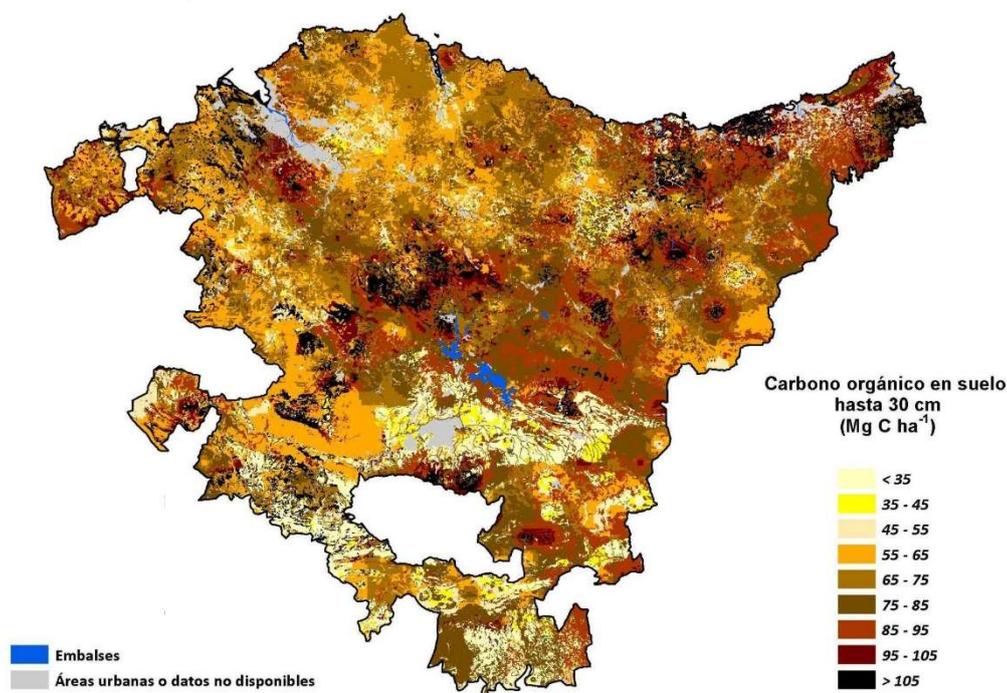


Figura 10. Contenido de COS en los 30 primeros cm de suelo en el País Vasco.

Fuente: NEIKER-Tecnalia (2014)
Navarra, Aragón, La Rioja y Cataluña

Los estudios que existen para estas regiones en su conjunto, se basan en la estimación del contenido del COS en los primeros 30 cm de suelo y su evolución futura a lo largo de varios periodos de tiempo, mediante la utilización de modelos matemáticos como GEFSOC y Century (Álvaro-Fuentes *et al.*, 2011; Álvaro-Fuentes *et al.*, 2012). Como resultado de la aplicación de dichos modelos, se estimó que el contenido total de COS para el conjunto de las regiones estudiadas en el año 2007, ascendía a la cantidad de 950 Tg C, variando la concentración de COS desde los 20 Mg C/ha hasta los 220 Mg C/ha.

En ambos trabajos, se realizó además una caracterización del contenido de COS según el uso de suelo, el tipo de cultivo y en el caso de secano, el sistema de gestión de suelo establecido. Así pues, por tipo de uso, y para toda la superficie correspondiente a las regiones consideradas,

los suelos ocupados por bosques son los que mayor contenido de COS contienen, con 578 Tg (129 Mg C/ha). Por su parte, la estimación para el caso de suelos ocupados por praderas y pastos y los suelos ocupados por cultivos, arrojó una cantidad de COS de 98 Tg C (172 Mg C/ha) y de 244 Tg (60 Mg C/ha) respectivamente. La mayor cuantía de COS en tierras cultivadas respecto a las praderas y pastos se justifica por el mayor número de hectáreas de suelos bajo esta ocupación (40.498 km² de cultivos frente a 5.706 km² de pastos y praderas).

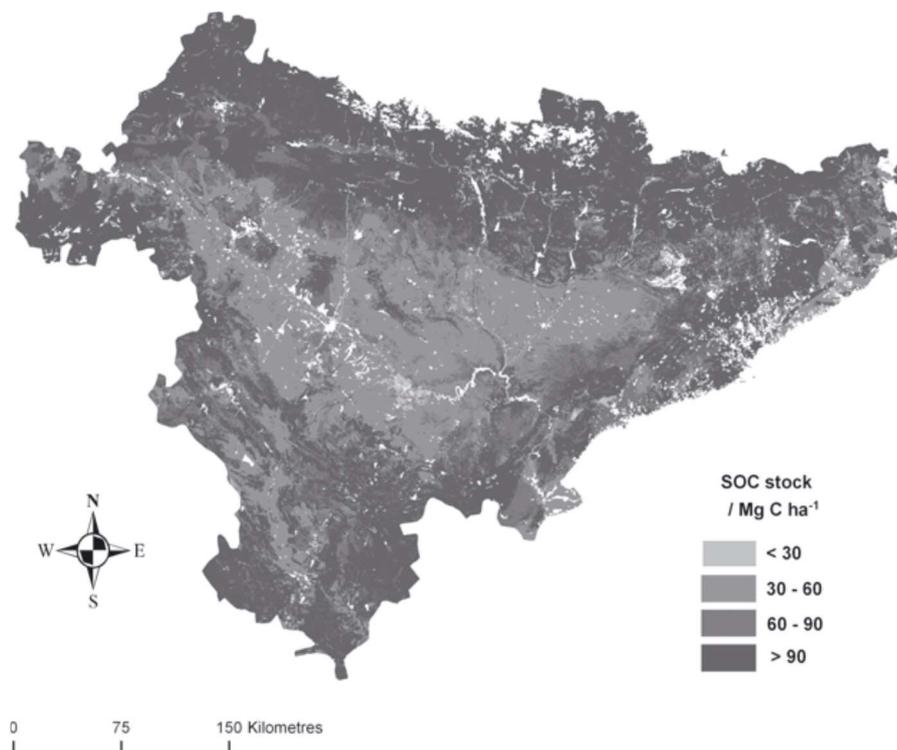


Figura 11. Contenido de COS en los 30 primeros cm de suelo en el noreste de España.
Fuente: Álvaro-Fuentes *et al.* (2011)

Murcia

Los estudios realizados en la Comunidad Autónoma de Murcia a nivel de región sobre el contenido de COS, se basan en el análisis estadístico de valores obtenidos a través de muestreos de suelo, realizados hasta una profundidad de 1m (Albadalejo *et al.*, 2013). Además, en dichos trabajos se aplican modelos de regresión sobre la concentración de COS, para determinar las variables que más influyen en este depósito en esta comunidad.

A través de los cálculos realizados, estos autores determinaron que los suelos de la Región de Murcia, acumulaban en el primer metro de profundidad, una cantidad de 79 Tg C, de los cuales, más del 70% se localizaba en los primeros 40 cm de profundidad (56,4 Tg C). Ello supone que, de media, la concentración de COS en todo el territorio murciano es de 71,8 Mg C/ha para el primer metro de profundidad, y de 51,2 Mg C/ha para los primeros 40 cm de profundidad. La Tabla 11, recoge el contenido total de COS y la concentración por unidad de superficie calculados por uso de suelo para 40 cm y 1 m de suelo.

Tabla 9.
Concentración y contenido total de COS para distintas profanidades en la C.A. de Murcia.
 Fuente: Albadalejo *et al.* (2013)

Uso de suelo	0 cm - 40 cm		0 cm – 100 cm	
	Concentración COS (Mg C/ha)	Contenido COS (Tg)	Concentración COS (Mg C/ha)	Contenido COS (Tg)
Bosques	72,9	21,6	84,0	24,9
Matorral	54,3	10,3	81,7	15,5
Cultivos	39,9	24,5	62,8	38,6
MEDIA/TOTAL	51,2	56,4	71,8	79,0

Andalucía

En Andalucía, los trabajos revisados en relación al estudio del contenido del COS a escala regional, no sólo se han centrado en determinar su cuantía (Muñoz-Rojas *et al.*, 2012), sino en estudiar el impacto del uso y cobertura del suelo sobre este depósito, calculando su evolución y variación a lo largo de un periodo de tiempo de 50 años (Muñoz-Rojas *et al.*, 2011; 2015).

Según estos autores, y en base a la información suministrada por más de 1.450 perfiles de suelo y diversos mapas digitales del terreno, el contenido de COS en Andalucía para una profundidad de hasta 75 cm resulta un total de 415 Tg C. A partir del estudio de dicho valor a distintas profundidades, determinaron que el 55% del COS (229,7 Tg) se encontraba en los primeros 25 cm.

La concentración media de COS para toda la superficie andaluza se corresponde con una cantidad de 48 Mg C/ha, variando dichos valores según el tipo de uso de suelo que se considere (Tabla 10):

Tabla 10.
Contenido medio de COS (Mg C/ha) y contenido total de COS (Tg) en los primeros 75 cm de suelo por usos de suelo en Andalucía.
 Fuente: Muñoz-Rojas *et al.* (2012).

Uso de suelo	Concentración COS (Mg C/ha)	Contenido COS (Tg)
Tierra Arable	55,20	84,59
Cultivos permanentes	43,12	94,65
Áreas agrícolas heterogéneas	48,09	48,27
Bosques	45,21	67,60
Matorral y/o zonas arbustivas	55,23	115,92
Espacios abiertos con poca o nula vegetación	16,96	1,00
Humedales marítimos	69,60	3,19
TOTAL	47,99	415,21

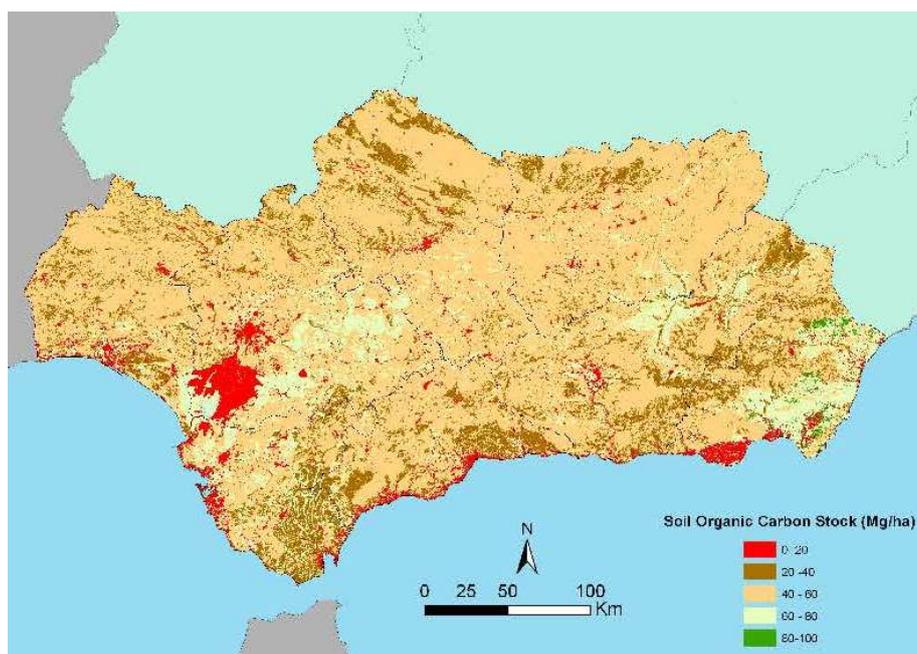


Figura 12. Contenido de COS en los 75 primeros cm de suelo en Andalucía.
 Fuente: Muñoz-Rojas *et al.* (2012).

Casos de estudio a escala local

Al contrario de los trabajos realizados a escala nacional y regional, la mayoría de las investigaciones realizadas a escala local no tienen como objetivo la cuantificación del COS en la zona de estudio, sino en la evaluación del impacto de diversas estrategias de gestión agrícola en la calidad del suelo, siendo el contenido de Carbono orgánico uno de los parámetros utilizados para evaluar la calidad del suelo y sus propiedades.

Una de las características que los trabajos realizados a escala local tienen, es que la información suministrada relativa al COS procede, por lo general, de muestreos de suelo realizados en el marco de la investigación llevada a cabo en el estudio, y no de bases de datos de otros trabajos. Ello supone en estos casos, salvar las limitaciones que los estudios globales tienen en cuanto a la heterogeneidad de los datos utilizados en su análisis en cuanto a fechas de muestreo y procedencia de distintas bases de datos, entre otras.

La utilidad de estos trabajos para el informe que nos ocupa, radica fundamentalmente en el apoyo que la información suministrada supone para los estudios realizada a una escala mayor, validando los valores dados por estos últimos, sobre todo, en aquellas zonas en las que los modelos matemáticos y estadísticos utilizados no disponen de información suficiente o carecen de ella, teniendo que recurrir a métodos de interpolación y/o krigado.

Otra de las ventajas que los trabajos realizados a escala local tienen, es que ofrecen información y datos sobre la influencia de otros factores distintos del clima o uso de suelo, sobre el contenido de COS. Mientras que los estudios realizados a escala nacional y/o regional, distinguen entre el contenido y concentración de COS por tipo de suelo, uso de suelo y tipo de cultivo, los estudios realizados a escala local estudian a menudo la influencia sobre este valor del sistema de gestión de suelo o de una determinada práctica agrícola. En estos casos, la información suministrada sirve de complemento a la disponible a escala regional y nacional, añadiendo una componente de información más al estado de conocimiento del COS, como por ejemplo, la cuantía de este valor en suelos gestionados con siembra directa, mínimo laboreo, cubiertas vegetales, agricultura ecológica (nombrada en las tablas como agricultura orgánica), con distintas estrategias de fertilización, etc.

Por último, el tratamiento conjunto de los trabajos a escala local también tiene sus limitaciones por cuanto la información a menudo es ofrecida de manera muy heterogénea. Así pues, no todos los estudios realizados que proporcionan datos de COS se refieren a la misma profundidad de suelo, o generan los datos en las mismas unidades, o los datos se corresponden a distintos años. Es por ello por lo que en ocasiones, y cuando en el estudio no ofrece la información suficiente para homogeneizar la información, no es posible la realización de valoraciones de tipo comparativo, de meta síntesis o de meta análisis entre trabajos de la misma índole.

A modo de resumen, la Tabla A9 del Anexo 4, recopila los trabajos a escala local realizados en España consultados en la bibliografía técnica y científica, que ofrecen información sobre el COS, exponiendo en cada caso la ubicación de los ensayos, la profundidad estudiada, el uso de suelo o cultivo, el sistema de gestión y la concentración de COS en unidades de masa por unidad de superficie.

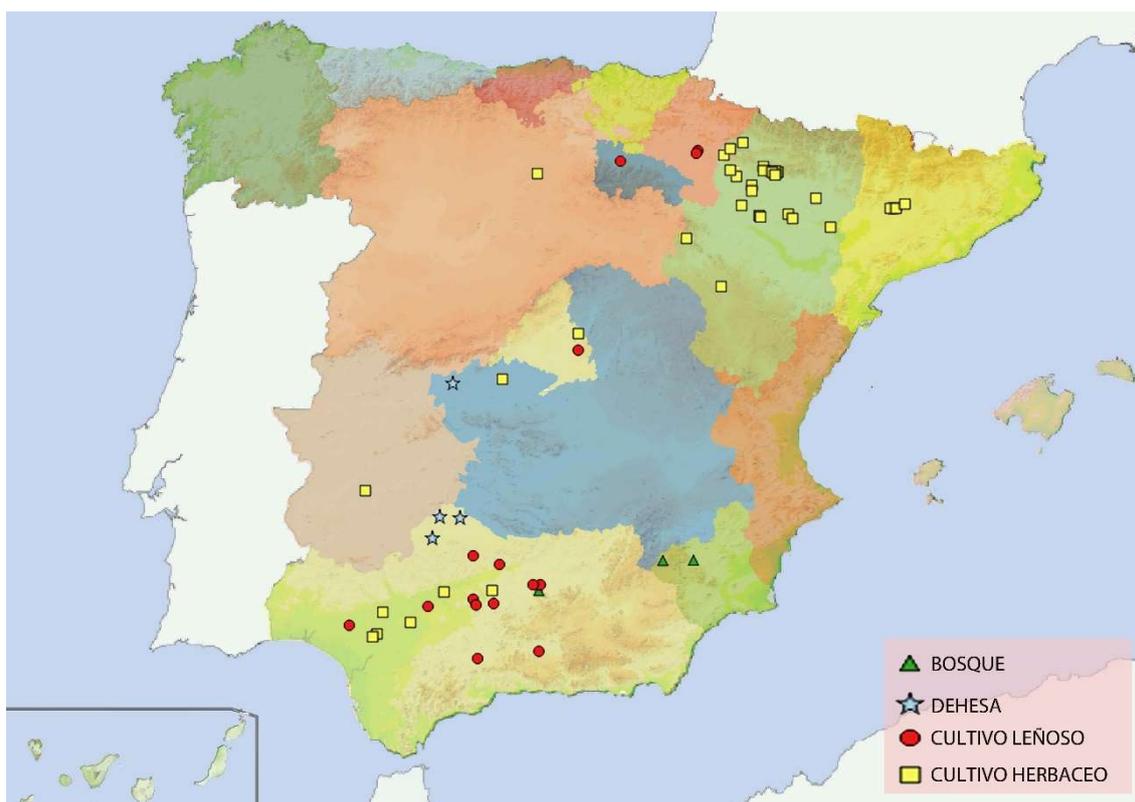


Figura 13: Ubicación de los estudios a escala local revisados.

Consideraciones finales

El conocimiento del estado de los stocks de carbono orgánico en los suelos resulta fundamental a la hora de abordar cualquier estrategia encaminada a incrementar su contenido y mitigar el cambio climático por la vía del secuestro del Carbono atmosférico. Para que dichas estrategias resulten efectivas, el conocimiento no sólo ha de ceñirse al mero cálculo del contenido de COS en la actualidad. Ser conscientes de los factores que influyen en su concentración, así como conocer la evolución de la cuantía total almacenada a lo largo de los años es relevante para entender la dinámica del COS.

En España existen estudios que abordan todas estas cuestiones, si bien en algunos casos no gozan todavía de un gran recorrido, bien porque no existan un número importante de investigaciones al respecto o la información disponible no sea suficiente. En cualquier caso, el empleo de nuevas herramientas de cálculo basadas en geoestadística o en la utilización de modelos predictivos, contribuyen a superar alguna de estas limitaciones.

Así pues, en relación a la estimación del contenido total del COS en la superficie nacional, la cifra aportada por los estudios más actuales para una profundidad de 30 cm, asciende a la cantidad de 2,8 Pg, suponiendo ello una concentración media de 56,6 Mg C/ha. Dichas cifras, sin ser iguales a las ofrecidas por el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero, son más cercanas a las dadas por los primeros estudios realizados a nivel nacional, lo que indica que las estimaciones son cada vez más precisas.

En lo que todos los trabajos revisados coinciden, es que los suelos españoles contienen, por lo general, reducidas concentraciones de COS, con algo menos de la mitad de la superficie nacional por debajo de un 1%, y con el 88% de las provincias con un contenido por debajo del 2%, límite por debajo del cual, se incurre según algunos autores, en riesgo de pérdidas importantes en la calidad de sus suelos.

El clima y el uso de suelo se han revelado como dos factores determinantes en la concentración y en la cuantía del COS a nivel nacional, contribuyendo a modelar la situación actual de los stocks en España. Así pues, los suelos ubicados en zonas húmedas y frías son los que mayores concentraciones de COS tienen, al contrario que los suelos ubicados en las zonas más calurosas y secas. Ello supone que en España, los suelos con mayores concentraciones de COS, se concentren en la franja norte peninsular, destacando Galicia, con valores que en ocasiones llegan a 200 Mg C/ha. En el caso contrario se sitúan la cuenca del Ebro o Comunidades Autónomas como Andalucía, Castilla León y Murcia con valores por debajo de los 20 Mg C/ha en algunas zonas de la costa mediterránea.

Respecto a los tipos de uso de suelo, los estudios y trabajos revisados ponen de manifiesto la reducida concentración de COS en los suelos de uso agrícola en España, hasta un 38% menor que los suelos ocupados por bosques. Ello no hace sino corroborar, lo que muchas investigaciones a nivel internacional han constatado a nivel mundial, confirmando el hecho de que los suelos agrícolas han sido los que más cantidad de Carbono orgánico han perdido históricamente, debido fundamentalmente a prácticas asociadas con el laboreo intensivo.

Varias son las prácticas agrícolas que tienen la capacidad de revertir esta tendencia, aprovechando el enorme potencial que estos suelos tienen para almacenar Carbono, habida cuenta de la pérdida ocasionada durante décadas. Así pues, cualquier práctica agrícola que cambie la dinámica del Carbono en el suelo, bien sea incrementando las entradas o ralentizando las salidas por reducción de la mineralización de la Materia Orgánica, estará contribuyendo a aumentar los stocks de este elemento gracias al incremento del efecto sumidero. En este sentido, las prácticas que la bibliografía técnica y científica propone, parte de las cuales se desarrollan en posteriores capítulos del presente informe reflejando sus virtudes y sus limitaciones, son:

Prácticas que incrementan las entradas de Carbono en el suelo: siembra directa, cubiertas vegetales, agricultura ecológica, aplicación de lodos de depuradora, aplicación de compost, aplicación de residuos ganaderos, aplicación de residuos agrícolas, utilización de cultivos entre líneas, utilización de cultivos de raíces profundas

Prácticas que reducen las salidas de Carbono en el suelo en forma de emisiones: Fundamentalmente, aquellas basadas en la reducción o supresión del laboreo, como la siembra directa y cubiertas vegetales, como máximos exponentes de dichas prácticas.

2.2- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles en cantidades, ubicaciones, calidad y cuantificación conforme a las guías IPCC

2.2.1- *Potencial de España para introducir COS por la aplicación de compost: generalidades*

Introducción

El suelo empleado continuamente en algún sistema de cultivo está sometido a una progresiva disminución del nivel de humus, causando varios problemas como pueden ser la erosión acelerada, deterioro de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y, en general, disminución de la fertilidad del suelo. La aportación de materia orgánica al suelo contrarresta todas estas deficiencias. El mantenimiento de niveles aceptables de materia orgánica (MO) y por tanto de carbono orgánico (CO), requiere o bien que la velocidad de descomposición sea reducida, lo que es difícil cuando las temperaturas son altas y el ambiente seco o bien que las aportaciones de materiales orgánicos, como enmiendas orgánicas ricas en CO, como pueden ser los diferentes tipos de compost, sean abundantes y frecuentes.

La Ley 22/2011, de 28 de julio, de Residuos y Suelos Contaminados, define “residuo” como cualquier sustancia u objeto que su poseedor deseché o tenga la intención o la obligación de desechar. Tienen esa consideración todos los que figuran en el Catálogo Europeo de Residuos (CER), aprobado por la Decisión 2000/532/CE, de la Comisión, de 3 de mayo (Moreno Casco *et al.*, 2008). La Ley Española define también el concepto de “biorresiduo” como residuo biodegradable de jardines y parques, residuos alimenticios y de cocina procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de venta al por menor; así como, residuos comparables procedentes de plantas de procesado de alimentos”. Esta categoría está relacionada con los residuos biodegradables, que son todos aquellos que en condiciones de vertido pueden descomponerse de forma aerobia o anaerobia, tales como residuos de alimentos, jardinería, papel, cartón, etc. Existe una gran variedad de residuos biodegradables que se encuentran clasificados por categorías en el catálogo Europeo de Residuos.

Actualmente existen políticas desarrolladas para regular los procesos de reducción, reciclaje y utilización de los residuos que se generan en la industria, pero aún existen verdaderos problemas para manejar las grandes cantidades de residuos orgánicos que presentan gran variabilidad en sus propiedades dependiendo de su procedencia como son los lodos, RSU, etc. (Fernández Bayo, 2008). Es por ello que se hace necesario la búsqueda de soluciones para estos residuos que generan grandes problemas medioambientales y en esta búsqueda es donde se plantea la aplicación de estos subproductos orgánicos al suelo agrícola como enmienda, actividad que se lleva practicando en numerosos países desde hace siglos (Briceño *et al.*, 2007) debido a sus propiedades fertilizantes y a la mejora que propician en las propiedades físico-químicas y biológicas.

El difícil manejo y la falta de estabilidad en su composición, ha llevado a que, en los últimos tiempos, la mejor opción para su reutilización sea en forma de compost. El compostaje de los residuos orgánicos aúna en sus objetivos la necesidad de la gestión correcta de los residuos con la de mantener la fertilidad de los suelos, especialmente en los de la cuenca mediterránea.

La palabra compost procede del latín *compositum* que significa “reunión de diferentes materiales”, es el producto resultante de la maduración y puede ser aprovechado como abono orgánico o como sustrato. El compost es el producto de la fermentación aerobia de una mezcla de materiales orgánicos en condiciones específicas de humedad, aireación, temperatura y nutrientes. El compostaje puede definirse como un proceso biooxidativo y controlado en el que intervienen una gran diversidad de microorganismos, que requiere una humedad adecuada y sustratos orgánicos heterogéneos en su composición y homogéneos en cuanto a su tamaño y básicamente en estado sólido, dando al final como producto de los diferentes procesos de transformación dióxido de carbono, agua, minerales y materia orgánica estabilizada, rica en poblaciones microbianas útiles, en sustancias húmicas y en bioactivadores de la fisiología vegetal.

Haug (1993) describe el compost como una materia orgánica que ha sido estabilizada hasta transformarse en un producto parecido a las sustancias húmicas del suelo, que está libre de patógenos y de semillas de malas hierbas, que no atrae insectos o vectores, que puede ser manejada y almacenada sin ocasionar molestias y que es beneficiosa para el suelo y el crecimiento de las plantas. El destino final del compost limita así los materiales a los que realizarle el proceso de compostaje y deben cumplir unos requisitos que posibiliten el proceso y que genere finalmente un producto de calidad, entendiendo por calidad aquellas características que resulten de aplicar un tratamiento respetuoso con el medio ambiente acorde con una gestión racional de los residuos y que tenga como objetivo fabricar un producto destinado para su uso en el suelo o como sustrato. La característica principal del compost es la obtención de un producto que aporta una serie de efectos beneficiosos para el suelo y los cultivos (Alvarez De la Puente, 2006).

Calidad del compost

Cuando hablamos de aspectos relativos a la calidad del compost podemos hacerlo desde dos puntos de vista diferentes (Ansorena *et al.*, 2015):

- Agronómico. Debe ser un material sólido particulado, higienizado y estabilizado por tratamiento biológico cuya etapa final haya sido un proceso de compostaje aeróbico.

- Legal: comprende a su vez tres definiciones diferentes
 - Enmienda orgánica obtenida a partir de del tratamiento biológico aerobio y termófilo de residuos biodegradables recogidos separadamente (Ley 22/2011 de residuos)
 - Producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica, bajo condiciones controladas de materiales orgánicos biodegradables del Anexo IV recogidos separadamente (Grupo 6: enmiendas orgánicas, del Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes).
 - Producto higienizado y estabilizado obtenido mediante descomposición biológica aeróbica de materiales orgánicos biodegradables del Anexo V, bajo condiciones controladas (Real Decreto 865/2010 sobre sustratos de cultivo, modificado por el Real Decreto 1039/2012).

En la siguiente tabla se recogen las posibles enmiendas orgánicas según el Real Decreto 824/2005.

Tabla 1
Tipo de enmiendas orgánicas y sus características.

N.º	TIPO	Información sobre la forma de obtención y los componentes esenciales	Contenido mínimo en nutrientes (porcentaje en masa)	Otras informaciones sobre la denominación del tipo o del etiquetado	Contenido en nutrientes que debe declararse y garantizarse
02	Enmienda orgánica Compost	Producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termofílica), de materiales orgánicos biodegradables del Anexo IV, bajo condiciones controladas	-Materia orgánica total: 35% -Humedad: entre 30 y 40% -C/N < 20 -Las piedras y las gravas eventualmente presentes de diámetro superior a 5 mm no superarán el 5% -Las impurezas (metales, vidrios y plásticos) eventualmente presentes de diámetro superior a 2 mm no superarán el 3% -El 90% de las partículas pasarán por la malla de 25 mm.	-pH -Conductividad eléctrica -Relación C/N -Humedad mínima y máxima -Materias primas utilizadas -Tratamiento o proceso de elaboración	-Materia orgánica total -Carbono orgánico -N total (si se supera el 1%) -N orgánico (si supera el 1%) -N amoniacal (si supera el 1%) -P2O5 total (si supera el 1%) -K2O (si supera el 1%) -Ácidos húmicos -Granulometría
04	Enmienda orgánica Compost de estiércol	Producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termofílica) exclusivamente de estiércol bajo condiciones controladas.	-Materia orgánica total: 35% -Humedad: entre 30 y 40% -C/N < 20 -No podrá contener impurezas ni inertes de ningún tipo tales como: piedras, gravas, metales, vidrios o plásticos.	-pH -Conductividad eléctrica -Relación C/N -Humedad mínima y máxima -Tratamiento o proceso de elaboración	-Materia orgánica total -Carbono orgánico -N total (si se supera el 1%) -N orgánico (si supera el 1%) -N amoniacal (si supera el 1%) -P2O5 total (si supera el 1%) -K2O (si supera el 1%) -Ácidos húmicos -Granulometría

Autores como Delschen (2001), indican que el compost desde el punto de vista de la protección del suelo es:

- Un sustituto de recursos naturales limitados, como la turba o los fertilizantes minerales.
- Supone aporte de materia orgánica, reciclando residuos de plantas que contribuyen a la sostenibilidad de la agricultura, permitiendo que se mantenga un equilibrio entre beneficios y riesgos de las enmiendas con compost a los suelos agrícolas a través de dosis de aplicación acordes con buenas prácticas agrícolas.

Los residuos orgánicos tanto de origen animal como vegetal, pueden ser utilizados en la fabricación de compost. Estos residuos aportan gran variedad de nutrientes, cuyas porciones pueden variar principalmente en función del tipo de residuo, estado de utilización (fresco, semimaduro, maduro) y origen. La elección de los residuos a utilizar para el compost dependerá de factores tanto nutricionales (relación C:N) como operacionales (disponibilidad estacional y/o cercanía de obtención del residuo).

Potencial de España para introducir COS por la aplicación de compost de residuos procedente de industrias agrarias

Residuos de industrias del sector agrícola

Los residuos agrarios se diferencian de los residuos generados en otros sectores, por el hecho de que la responsabilidad de su gestión incumbe íntegramente a su productor o a la persona jurídica o física poseedora de los mismos.

Estos residuos han de ser gestionados de forma semejante a los procedentes de otras actividades económicas quedando prohibidos el abandono, vertido y eliminación incontrolada. En cuanto al marco jurídico, los residuos agrarios no disponen de una normativa específica y se ordenan a través de la Ley de residuos en vigor (MAGRAMA, 2012).

Entre los residuos de industrias agrarias que se utilizan para generar compost vamos a destacar el alperujo y el orujo de uva por ser unos residuos generados en grandes cantidades cada campaña y por su valor conocido como enmiendas orgánicas.

Alperujo

En España hay 2.605.252 hectáreas de olivar (MAGRAMA, 2015) de las que se extrajeron más de 1.000.000 toneladas de aceite. De este total de superficie de olivar el 60% se encuentra en Andalucía. El procesamiento de aceituna genera una gran concentración puntual de subproductos de elevado poder contaminante para el ambiente. El Real Decreto 3499/81 del 4 de Diciembre se dictó con el fin de arbitrar unas medidas urgentes que evitará la contaminación de los ríos con alpechín procedente de las almazaras. El mantenimiento y vigilancia del sistema de balsas impuesto por este decreto supuso un costo añadido al proceso de extracción que se agravó al introducir el sistema de extracción por centrifugación de tres fases que genera mayores volúmenes de alpechín (Román, 1991).

Solamente en España se generan aproximadamente 4.000.000 t año⁻¹ de este subproducto entre los meses de Noviembre a Enero (López-Piñeiro *et al.*, 2008). La elevada cantidad de residuo que se genera en un corto espacio de tiempo, la necesidad de darle salida antes de que llegue la siguiente campaña y las características del residuo, hacen que su gestión y eliminación sea un problema importante para el sector de la industria del olivar.

Una solución alternativa a la eliminación es su aprovechamiento como enmienda de aplicación agronómica al suelo. No se trata de una solución nueva pues hay numerosas referencias en la literatura. Entre otros, cabe citar los trabajos de Cabrera (1994, 1995); Tomatti *et al.* (1995 y 1996); Cegarra *et al.* (1996); Ordóñez *et al.* (1999); Cabrera *et al.* (2002), que confirman los buenos resultados observados con el aprovechamiento agronómico de los residuos de esta industria. Estos residuos, a diferencia de otros residuos industriales, no contienen metales pesados ni organismos patógenos que puedan comprometer la salud pública.

La lenta velocidad de descomposición del alperujo después de su aplicación al suelo convierte el uso de esta enmienda orgánica en una atractiva opción para la aplicación de estrategias de secuestro de carbono (Mondini *et al.*, 2008). El alperujo puede añadirse al suelo de dos maneras, compostado o bien habiéndose previamente desecado para perder parte del gran volumen de agua que lleva y para evitar los problemas de fitotoxicidad que suelen ocurrir en los primeros meses de haberse aplicado el residuo.

Las características del alperujo como enmienda orgánica variarán en función de la variedad de aceituna, de la campaña, etc. En un estudio llevado a cabo por González *et al.* (2003) se analizaron los alperujos de 27 almazaras diferentes y se concluyó en que presentaban unas características medias, recogidas en la siguiente tabla.

Tabla 2
Valores medios de diferentes parámetros que componen el alperujo fresco.

PARÁMETRO	CONTENIDO	C.V (%)	PARÁMETRO	CONTENIDO	C.V (%)
Sólidos totales	46,4	3,2	B ppm	35,0	7,8
Humedad %	56,6	3,2	Cu ppm	15,0	11,5
CO %	33,2	2,4	Fe ppm	267,0	11,5
N %	0,98	2,8	Mn ppm	18,0	7,1
P %	0,16	20,4	Zn ppm	6,0	4,7
K %	1,64	3,5	PH	5,11	1,3
Mg %	0,05	4,5	Ce dS/m	2,45	3,6

Los datos de contenido en CO que recoge la tabla nos muestra la alta carga orgánica que presentan este tipo de residuo compostado y por tanto el gran potencial para restaurar los niveles de este elemento en el suelo por su aplicación al mismo como fertilizante orgánico.

En referencia al incremento de C, Smith *et al.* (2001) señaló que el uso de un residuo de estas características durante un período de 100 años, podría almacenar 54 kg de CO₂ equivalente por tonelada de compost usado. Carbonell *et al.* (2010), en un ensayo realizado en Montoro (Córdoba) estudió la capacidad de aumentar el secuestro de carbono del suelo mediante la aplicación de alperujo compostado. Para ello eligió tres tratamientos o dosis de compost diferentes. La primera de las dosis se eligió en consonancia a la cantidad de abono nitrogenado que normalmente se usa en olivar tradicional en la zona del estudio que corresponde a 1 Kg de N/ árbol, lo que equivale aproximadamente a 100 Kg de alperujo/ árbol, pero debido a que los olivos eran muy jóvenes se estimó conveniente reducir la dosis a un total de 15 Kg de alperujo por árbol. Junto a este tratamiento se ensayó un segundo que se corresponde a la mitad y un tercero que no recibe aportación y actuará como testigo de la efectividad de la enmienda. Los resultados obtenidos se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 3
Capacidad de aumentar el secuestro de carbono del suelo mediante la aplicación de alperujo compostado.

UN AÑO DESPUÉS DE LA APLICACIÓN DE LA PRIMERA ENMIENDA					
Dosis kg	Prof. cm	Contenido en C del suelo	C aplicado con el alperujo	Exceso sobre testigo	% Incremento en C
(t C/ha)					
15	0-20	17	9,3	1,4	8
15	20-40	16,90		2,0	12
15	40-60	16,78		1,4	8
7.5	0-20	17,2	4,6	1,6	9
7.5	20-40	17,63		2,8	16
7.5	40-60	17,09		1,7	10
UN AÑO DESPUÉS DE LA APLICACIÓN DE LA SEGUNDA ENMIENDA					
Dosis kg	Prof. cm	Contenido en C del suelo	C aplicado con el alperujo	Exceso sobre testigo	% Incremento en C
(t C/ha)					
15	0-20	19,7	18,6	3,5	18
15	20-40	18,4		2,4	13
15	40-60	18,6		2,8	15
7.5	0-20	18,3	9,2	2,1	11
7.5	20-40	18,7		2,7	14
7.5	40-60	17,8		2,0	11

Tabla 3 (continuación)
UN AÑO DESPUÉS DE LA APLICACIÓN DE LA TERCERA ENMIENDA

Dosis kg	Prof. cm	Contenido en C del suelo	C aplicado con el alperujo	Exceso sobre testigo	% Incremento en C
(t C/ha)					
15	0-20	21	27,9	5	24
15	20-40	18.4		1,8	10
15	40-60	17.7		1,0	6
7.5	0-20	18.3	13,8	2,3	13
7.5	20-40	18.5		1,9	10
7.5	40-60	17.4		0,7	4

Los resultados obtenidos muestran eficacia de la enmienda con compost de alperujo para incrementar el carbono del suelo. La aplicación de 27,9 y 13,8 t ha⁻¹ repartido en tres aplicaciones consiguió fijar 10 y 6 t ha⁻¹ respectivamente en los dos tratamientos, en los primeros 20 primeros cm de un suelo de olivar.

La tabla 4 refleja, por CCAA, las cantidades de alperujo que se generan en una campaña agrícola.

Tabla 4
Estimación del volumen de alperujo generado por CC.AA.
 Fuente: Álvarez (2013); MAM (2005).

CC.AA.	Alperujo (miles t)
C.A. Andalucía	4.346,3
C.A. de Aragón	66,7
C. Foral de Navarra	9,3
C.A. de Canarias	----
C.A. de Cantabria	----
C.A. de Castilla La Mancha	246,2
C.A. de Castilla León	9,3
C.A. de Cataluña	166,3
CC.AA. de Ceuta y Melilla	----
C. de Madrid	18.6
C. Valenciana	74.5
C.A. de Extremadura	226.2
C.A. de Galicia	----
C.A. Islas Baleares	2.7
C.A. La Rioja	4.0
Principado de Asturias	----
C.A. País Vasco	----
Región de Murcia	15.9
TOTAL	5.186

Teniendo en cuenta la producción anual de alperujo (INE, 2014, Álvarez, 2013), y el valor medio de CO contenido en el alperujo compostado (Álvarez, 2006), se ha realizado la tabla 5, que refleja el potencial de este subproducto para incrementar el carbono del suelo.

Tabla 5
Cantidad de alperujo que se produce anualmente y Potencial de fijación de CO₂ con la aplicación al suelo de este residuo.

Producción (t/año)*	Cantidad total de CO en el compost (kg CO/t compost)*	Cantidad total de CO en el compost generado anualmente (t CO)	Cantidad potencial de COS fijado (Mg)**	Potencial de mitigación de CO ₂ (Mg)
5.186.000	307	1.592.102	318.420,4-477.630,6	1.168.602,9-1.752.904,3

*Datos de Alvarez (2013); INE (2014).

**Datos a tener en cuenta para el cálculo de la tabla:

- Producción anual de compost.
- Riqueza en CO del residuo. Al multiplicar estos dos datos se obtiene el total de CO aplicable.
- Según Voroney *et al.* (1989) solamente entre un 20 y un 30% de la materia orgánica aplicada a un suelo se fija al mismo como CO, mientras que el resto escapa a la atmósfera en forma de emisiones, por lo que se multiplica el dato anterior por 0,20 y por 0,30 lo que nos daría un intervalo formado por el mínimo y el máximo de CO potencialmente fijado.
- Para pasar de Mg de CO a Mg de CO₂ se multiplica por el factor de conversión que es de 3,7 y se obtiene el dato final de potencial de mitigación.

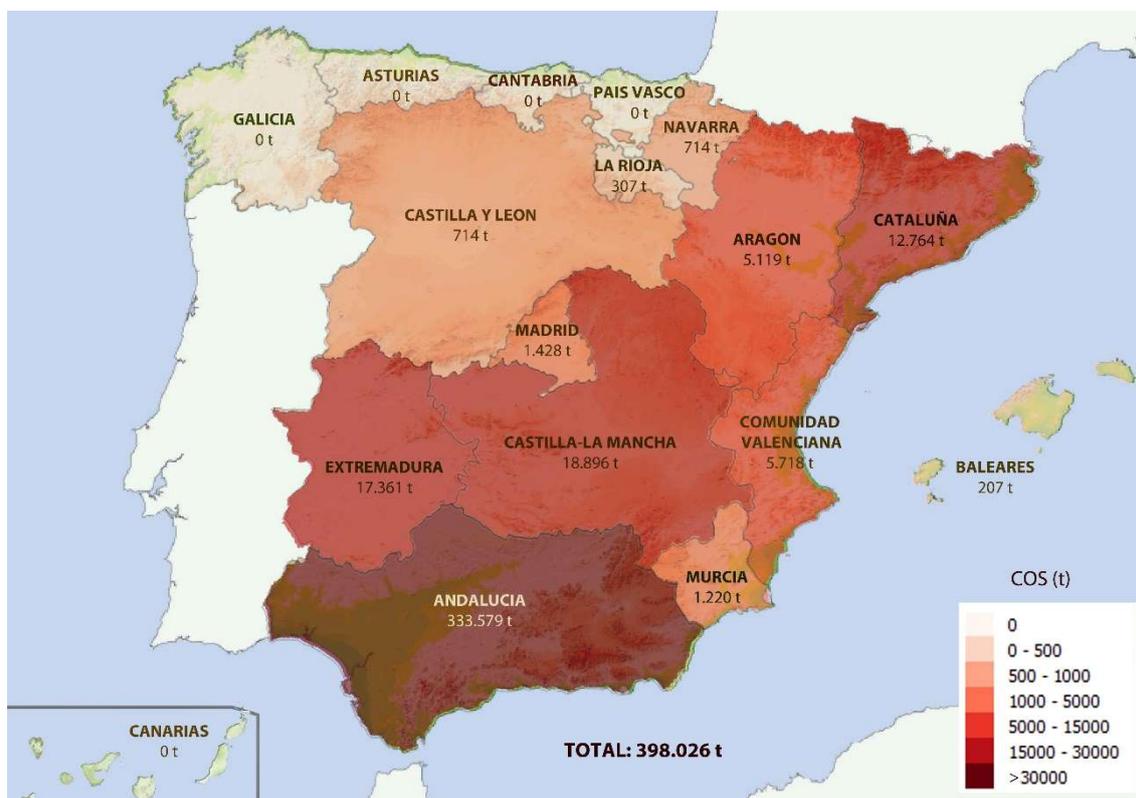


Figura 1. Potencial de secuestro de carbono en el suelo por aplicación de compost de alperujo por Comunidades Autónomas.

Elaboración propia a partir de datos del MAGRAMA (2015).

Orujo de uva

Según datos publicados por la FAO (2014), España produce más de 30 millones de hl de vino al año, lo que nos convierte en el tercer país productor del mundo detrás de Francia e Italia.

La industria vitivinícola produce una gran cantidad de residuos orgánicos actualmente poco aprovechados, y que se podrían utilizar como enmiendas en suelos o como componentes para la elaboración de substratos. Los principales residuos sólidos producidos en esta actividad son los restos de poda de las vides, el orujo, compuesto por pieles, semillas y raspones que quedan después del prensado, y las lías de vinificación (separadas por sedimentación tras la fermentación). El orujo puede llegar a representar el 20% en peso de la cosecha, y se caracteriza por un elevado contenido en materia orgánica (por encima del 90%), potasio, y en menor medida, fósforo y nitrógeno (Díaz *et al.*, 2002; Arvanitoyannis *et al.*, 2006; Moldes *et al.*, 2007; Bustamante *et al.*, 2008).

Los residuos que se generan podrían clasificarse en:

- Restos de poda de las vides.
- Orujo, compuesto por la piel, semillas y raspones.
- Lías de vinificación.
- Lodos procedentes de la decantación de las aguas de lavado.

De todos ellos el orujo debido a su alto contenido en MO es el idóneo para su aprovechamiento como abono orgánico en agricultura. Sin embargo, este residuo presenta problemas que pueden limitar su uso, como son: una producción marcadamente estacional, su pH ácido y su fitotoxicidad (Bustamante *et al.*, 2008), por ello se recomienda realizar previamente un proceso de compostaje con la finalidad de estabilizar el residuo y eliminar los posibles efectos negativos sobre los cultivos por sus características iniciales de fitotoxicidad, presencia de compuestos fenólicos, etc. (Xia *et al.*, 2010). La tabla refleja, por CC.AA., las cantidades de orujo de uva que se generan en una campaña agrícola.

Tabla 6
Estimación del volumen de orujo de uva generado por CC.AA.

Fuente: Estudio de los mercados del compost. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. MAM (2005).

CC.AA.	Producción uva (miles t)	Orujos de uva (miles t)
C.A. Andalucía	270	50
C.A. de Aragón	137	31
C. Foral de Navarra	124	25
C.A. de Canarias	28	5
C.A. de Cantabria	---	---
C.A. de Castilla La Mancha	1998	350
C.A. de Castilla León	197	40
C.A. de Cataluña	492	74
CC.AA. de Ceuta y Melilla	---	---
C. de Madrid	59	9
C. Valenciana	232	48
C.A. de Extremadura	314	52
C.A. de Galicia	248	37
C.A. Islas Baleares	6	1
C.A. La Rioja	239	41
Principado de Asturias	----	----
C.A. País Vasco	76	11
Región de Murcia	86	13
TOTAL	4.597	787

Existen estudios que indican los efectos positivos del orujo sobre el crecimiento de las plantas (Mariotti *et al.*, 2000; Ferrer *et al.*, 2001) así como la alta calidad del orujo compostado pudiendo sustituir a la turba como sustrato de crecimiento (García-Martínez *et al.*, 2009). No obstante, no

hay muchos trabajos que valoren el efecto de la aplicación de esta enmienda en el COS, a pesar de la elevada carga orgánica que contiene.

Teniendo en cuenta la producción anual de orujo de uva (MAM, 2005), y el valor medio de CO contenido en el orujo compostado (Requejo et al., 2014), se ha calculado (ver tabla 7), que refleja el potencial de este subproducto para incrementar el carbono del suelo.

Tabla 7
Cantidad de orujo de uva que se produce anualmente y Potencial de fijación de CO₂ con la aplicación al suelo de este residuo.

Cantidad anual de orujo de uva (t)	Cantidad total de CO en el compost generado anualmente (kg/t)*	Cantidad total de CO en el compost generado anualmente (t CO)	Cantidad potencial de COS fijado (t)**	Potencial de mitigación de CO ₂ (t)
787.000	337	265.219	53.044-79.566	194.494-291.740

*Datos de Requejo et al. (2014)

**Datos a tener en cuenta para el cálculo de la tabla:

- Producción anual de compost de orujo de uva.
- Riqueza en CO del residuo. Al multiplicar estos dos datos se obtiene el total de CO aplicable.
- Según Voroney et al. (1989) solamente entre un 20 y un 30% de la materia orgánica aplicada a un suelo se fija al mismo como CO, mientras que el resto escapa a la atmósfera en forma de emisiones, por lo que se multiplica el dato anterior por 0,20 y por 0,30 lo que nos daría un intervalo formado por el mínimo y el máximo de CO potencialmente fijado.
- Para pasar de Mg de CO a Mg de CO₂ se multiplica por el factor de conversión que es de 3,7 y se obtiene el dato final de potencial de mitigación.



Figura 2. Potencial de secuestro de carbono en el suelo por aplicación de compost de orujo de uva por Comunidades Autónomas.

Elaboración propia a partir de datos del MAGRAMA (2015).

Potencial de España para introducir COS por la aplicación de compost de residuos ganaderos

La ganadería tradicional implicaba una estrecha relación entre el ganado y la actividad agrícola de las pequeñas granjas. Por ello el valor del estiércol era reconocido como una forma de fertilizar el suelo, incluso hasta principios del siglo XX. El desarrollo posterior de la agricultura moderna llevó a separar ambas actividades (agrícola y ganadera) y al uso de fertilizantes inorgánicos. Si sumamos que las explotaciones ganaderas de cría de ganado intensivo, se traduce en un exceso de producción de estiércol. A raíz de la industrialización, la alta densidad urbana y su expansión hacia zonas rurales, ha llevado a una disminución del suelo disponible para la actividad agroganadera. La acumulación de grandes cantidades de estiércol en zonas de ganadería intensiva genera graves problemas como lixiviación a aguas subterráneas y superficiales, contaminación de suelos por exceso (Burton y Tuner, 2003), malos olores e incluso enfermedades a hombres y animales.

El estiércol es aquel material que puede ser manejado y almacenado como sólido, mientras que los purines lo son como líquidos (Iglesias, 1995). El estiércol puede contener además de heces y orines otros elementos como por ejemplo paja de las camas, serrín, virutas, papel de periódicos, etc., así como restos de la alimentación del ganado, agua de los bebederos y todo tipo de material que haya dentro de los establos.

El aprovechamiento racional de los residuos ganaderos como fertilizante orgánico en agricultura requiere de la elaboración de planes de fertilización basados en los requerimientos del cultivo y los contenidos en elementos fertilizantes del residuo, para poder ajustar la dosis de aplicación y evitar la acumulación excesiva en el suelo con el consecuente riesgo de contaminación para las aguas y el suelo. Esta es la filosofía recogida en los Códigos de Buenas Prácticas Agrarias y en la normativa en cuanto a los residuos agrarios y ganaderos.

Residuos ganaderos en España

Se estima que en España se generan unos 130 millones de toneladas de estiércoles y purines cada año (MARM, 2010; MAPA 2011), siendo los sectores que más aportan el vacuno y el porcino. Un dato importante es que el número de granjas se eleva a alrededor de 500.000 (INE, 2009), lo que supone una elevada dispersión geográfica.

Tabla 8
Censo ganadero y generación de deyecciones ganaderas según especie.
 Fuente: INE. Censo Agrario 2009, MAPA (2011).

Especie	n.º Explotaciones	n.º Cabezas	Producción (Mg año ⁻¹)	% RESPECTO AL TOTAL	
Vacuno	111.837	5.840.801	64.655.529	49,52	
Caprino	29.862	2.363.522	1.666.964	1,28	
Ovino	68.975	16.574.220	11.565.983	8,86	
Aviar	96.958	200.904.000	Puesta	714.707	0,55
			Carne	1.020.765	0,78
Porcino	69.772	24.712.057	Intensivo	45.960.512	35,20
			Extensivo	4.988.916	3,82

Prácticamente la mitad del estiércol producido en España procede del ganado bovino, seguido del porcino, entre los dos suponen el 80% del total. En lo que se refiere al contenido en materia orgánica las deyecciones de bovino aportan el doble de materia orgánica que las de porcino (Moreno Casco *et al.*, 2008).

En España las deyecciones ganaderas pueden considerarse subproductos en amplias zonas del país donde tiene una revalorización inmediata como fertilizantes, siendo un recurso importante. En general, las deyecciones ganaderas no deben considerarse residuo, según sentencia del Tribunal de Justicia de la Comunidad Europea en Luxemburgo de 8 de septiembre de 2005. A pesar de esto, una mala gestión tiene efectos negativos sobre el medio ambiente y por tanto es necesario la adopción de métodos de gestión para controlarlos.

Alternativas para el uso de los residuos ganaderos en una explotación agrícola-ganadera

Las alternativas que el ganadero tiene para aplicar o comercializar el estiércol generado en su explotación son las siguientes:

1. Estiércol fresco. Se recoge el estiércol directamente del estercolero en un remolque esparcidor y se tira en el campo.
2. Estercolero. El estiércol se apila en un estercolero sin revolver. De este modo se realiza una fermentación anaerobia y se pierde algo de volumen.
3. Compostaje. El estiércol almacenado en pilas se somete a volteos para airearlo. De este modo se oxigena y se favorece la fermentación. Este método requiere voltear la pila una vez por semana durante 16 semanas.
4. Compostaje por ventilación forzada. El estiércol se dispone en pilas a las que se le suministra oxígeno al interior de la misma para acelerar la fermentación aerobia. De este modo el compostaje se realiza en sólo tres semanas siempre y cuando el material de partida no presente más de un 55% de humedad y tenga una buena relación C/N.

Si comparamos los costes de manejo de las tres posibilidades de fertilización con deyecciones sólidas de las que dispone un ganadero nos encontramos los siguientes datos que vemos recogidos en la siguiente tabla.

Tabla 9.
Comparación de los tiempos de trabajo para tres tipos de manejo de deyecciones sólidas.
Fuente: Freixa (2006).

Operación	Compost	Estercolero	Estiércol fresco
Volumen (Mg)	100	100	100
Recoger y hacer pilas	7	7	6
Volteo	4	0	0
Volumen final (Mg)	40	80	100
Cargar	3	6	
Esparcir	6	12	15
Tiempo total (h)	20	25	21

Como podemos observar en los datos recogidos en la tabla, el uso de los residuos compostados le supone un ahorro en tiempo de trabajo al ganadero o agricultor.

Propiedades y ventajas del compost de residuos ganaderos

En general el estiércol es el producto resultante de la fermentación de un material orgánico, generalmente paja de la cama del animal junto con sus excrementos, por ello su composición va a depender de la naturaleza del material usado en la cama, del animal, del tiempo y del tipo de fermentación. Su composición cuantitativa es muy heterogénea dependiendo del tipo de animal e incluso dentro de una misma especie hay diferencias dependiendo de la edad, tipo de alimentación y manejo (Sánchez Bascones, 2001; Sánchez y González, 2006).

Según el MAPA y MMA (2006), se puede decir que en general las deyecciones ganaderas se caracterizan por presentar:

- Alto contenido en materia orgánica.
- Alto contenido en nutrientes, tanto macronutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio) como en micronutrientes.
- Generación de compuestos volátiles (amonio) y gases (amoniac, metano y óxido nitroso).
- Metales pesados.

El proceso de compostaje aplicado a gallinaza, estiércol o fracción líquida de purines de bovino o vacuno permite obtener un producto de elevada calidad, minimizando costes de transporte (Teira *et al.*, 1999) y hasta posibilitando la obtención de substratos sustitutos de la turba (Cáceres, 2003). La fracción sólida de purines de cerdo también puede ser objeto de compostaje,

aunque su menor relación C/N requiere una atención especial, así como el contenido en metales pesados de estos purines. La biodisponibilidad de estos puede depender de si la fracción sólida se encuentra compostada (Moral *et al.*, 2006).

En general el compost de residuos ganaderos presenta una serie de ventajas frente a otras formas de fertilización con este tipo de residuos:

- Destrucción de ciertos gérmenes patógenos. La subida de temperaturas que se genera en el proceso del compostado, las cuales llegan a ser de alrededor de 50°C durante un período comprendido entre 2 y 3 semanas propicia la destrucción de salmonelas y listerias.
- Disminuye el volumen a almacenar. La pérdida de agua bajo forma de vapor de agua provoca una disminución del volumen desde el 45 al 6 % en menos de tres meses. Eso significa que se necesita la mitad de volumen para almacenarlo y la mitad de viajes al campo para esparcirlo.
- Propicia la pérdida de capacidad germinativa de las semillas de plantas adventicias.
- Al contrario que los estiércoles y purines, el compost, distribuido sobre las praderas, no disminuye la apetencia de la hierba en los animales. Este aspecto es muy importante ya que revaloriza el residuo para un uso en dehesas y pastos.
- Mejor distribución de los elementos esparcidos. El compost se puede distribuir con esparcidores adecuados a dosis a partir de 5-7 t ha⁻¹ con una calidad de reparto mucho más elevada.

Tabla 10
Estimación del volumen de purines y estiércoles por CC.AA. (cifras medias aproximadas).
 Fuente: MAGRAMA (2014).

CC.AA.	Purines (miles Mg)	Purines compostados (miles Mg)	Cantidad de CO en el compost de purín (miles Mg)	Otros estiércoles (miles Mg)	Estiércoles compostados (miles Mg)	Cantidad de CO en el compost de estiércol (miles Mg)
C.A. Andalucía	5.242	2.621	86,5	8.718	871,8	130,77
C.A. de Aragón	7.610	3.805	125,6	6.916	691,6	103,74
C. Foral de Navarra	992	496	16,4	1.964	196,4	29,46
C.A. de Canarias	255	127,5	4,2	812	81,2	12,18
C.A. de Cantabria	153	76,5	2,5	2.884	288,4	43,26
C.A. de Castilla La Mancha	2.834	1.417	46,7	5.978	597,8	89,67
C.A. de Castilla León	7.178	3.589	118,4	13.965	1.396,5	209,47
C.A. de Cataluña	14.900	7.450	245,8	9.877	987,7	148,15
CC.AA. de Ceuta y Melilla	----				----	----
C. de Madrid	294	147	4,8	1.266	126,6	18,99
C. Valenciana	2.970	1.485	49	1.562	156,2	23,43
C.A. de Extremadura	1.900	950	31,3	5.779	577,9	86,68
C.A. de Galicia	2.772	1.386	45,7	11.116	1.111,6	166,74
C.A. Islas Baleares	345	172,5	5,7	1.251	125,1	18,76
C.A. La Rioja	302	151	4,9	878	8,78	13,17
Principado de Asturias	174	87	2,9	3.195	319,5	47,92
C.A. País Vasco	153	76,5	2,5	2.644	264,4	39,66
Región de Murcia	2.875	1.437,5	47,4	818	81,8	12,27
TOTAL	50.949			79.623		

Para el cálculo del potencial de aplicación de carbono mediante el uso de compost de residuos ganaderos hemos tenido en cuenta los siguientes datos:

- Cantidad de estiércol destinada a compostaje: 10%.
- Porcentaje de materia seca en el estiércol: 25%.
- Riqueza en materia orgánica sobre materia seca en el estiércol: 60%.

- Cantidad de purines destinada a compostaje: 50%.
- Porcentaje de materia seca en purines: 5%.
- Riqueza en materia orgánica sobre materia seca en el purín: 66%.

Un aspecto muy importante cuando se habla del aprovechamiento de los residuos ganaderos como compost para la agricultura es el marco normativo tan amplio en el que hay que moverse para las fases necesarias para su generación (almacenamiento, transporte, etc) y que suele ser además muy confuso para el productor. Sin embargo, la Directiva marco de 2008, indica que los estiércoles y purines en el caso que sean reutilizados en el marco de la agricultura están exentos de la aplicación de la normativa de residuos en las mismas condiciones que el material vegetal agrícola.

Según datos recogidos por MAGRAMA (2015) aproximadamente sólo un 10% del total de los estiércoles es utilizado para la elaboración de compost y un 50% del total de purines. Con estos datos el potencial de captura de COS sería:

Tabla 11
Cantidad de compost de estiércol y purín que se produce anualmente y Potencial de fijación de CO₂ con la aplicación al suelo de estos residuos.

Fuente: Datos obtenidos del Anuario de estadísticas agrarias del MAGRAMA (2015).

Especie	Producción de compost (Mg/año)	% M.S	Cantidad total de CO en el compost (%)	Cantidad total de CO en el compost generado anualmente (Mg CO)	Cantidad potencial de COS fijado (Mg)	Potencial de mitigación de CO ₂ (Mg)
Porcino	1.200.000	5	66	39.600	7.900-11.800	29.200-43.000
Bovino	3.512.100	20	55	386.320	77.200-115.000	285.000-425.000
Ovino +caprino	1.384.000	35	65	314.860	63.000-94.500	233.000-349.000
Aves	610.700	50	72	219.852	43.900-66.000	160.000-244.000

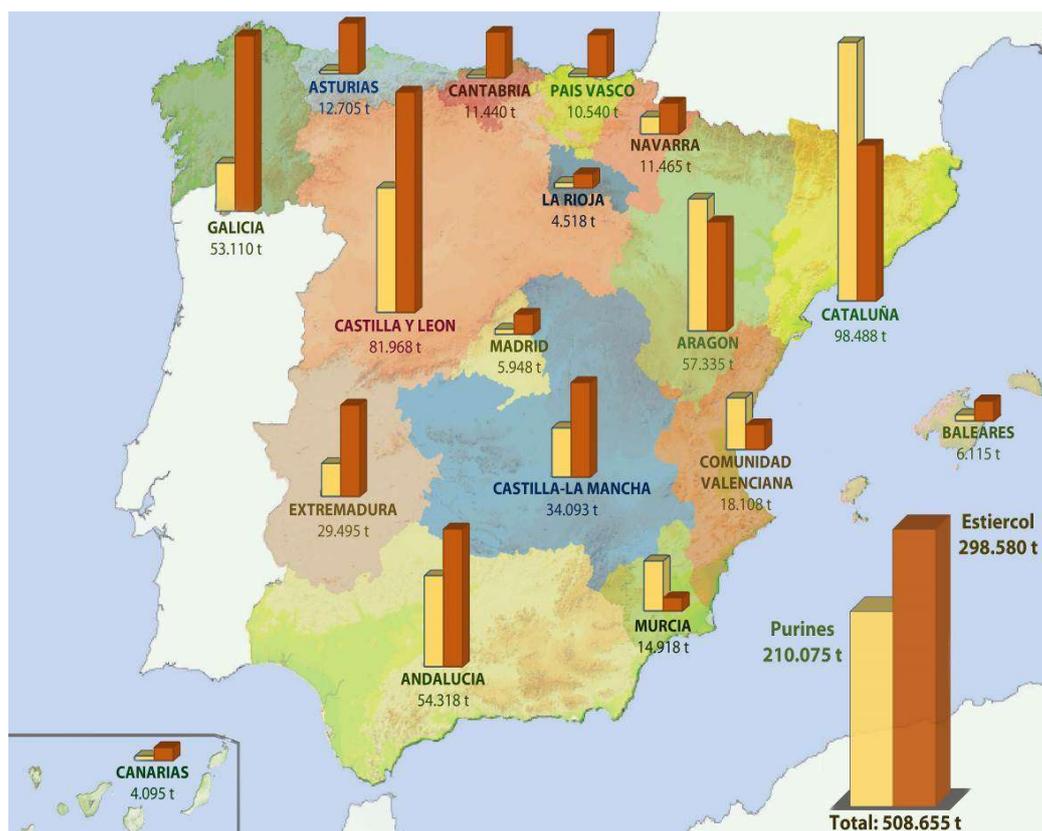


Figura 3. Potencial de secuestro de carbono en el suelo por aplicación de compost de purines y compost de estiércol por Comunidades Autónomas.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos del MAGRAMA (2015).

Potencial de España para introducir COS por la aplicación de compost de lodos de depuradoras

Los lodos están formados por una mezcla de agua y sólidos separados del agua residual y como resultado de procesos que pueden ser naturales o artificiales. Se generan en las estaciones depuradoras a las que llegan las aguas residuales urbanas, las recogidas en las fosas sépticas y las aguas recogidas de la industria agroalimentaria, como resultado de un proceso de diferentes tratamientos físicos, químicos y biológicos.

Al generarse los lodos por la depuración de las aguas residuales su producción se concentra básicamente en los países desarrollados donde está extendida la implantación de sistemas de depuración de aguas de uso humano. Su mayor concentración ocurre en áreas de alta industrialización y en núcleos de población relativamente importantes.

Según datos del MAGRAMA (2014), en España se generan anualmente 1.200.000 toneladas de lodos de depuradora (en materia seca).

Uso del compost de lodos de depuradora en agricultura

La reutilización de estos lodos como ya se pudo ver en el apartado dedicado a este tipo de residuo es muy controvertida, ya que si bien tienen un gran potencial fertilizante para su uso en agricultura (es rico en fósforo, nitrógeno y materia orgánica) también puede poseer concentraciones elevadas de metales pesados, microorganismos patógenos, etc. presentes en

las aguas residuales. La transformación de este residuo mediante compostaje es una alternativa para su reciclado.

Los lodos de depuradora compostados pueden ser aplicados a la agricultura siempre conforme al Real Decreto 1310/1990 de 29 de octubre en el que se regula su uso para tal fin.

La regulación relativa a la utilización de los lodos en agricultura crea el Registro Nacional de Lodos que incluye la información que deben suministrar las instalaciones depuradoras, las instalaciones de tratamiento de lodos y los gestores que realizan la aplicación agrícola.

Por tanto la práctica más habitual es su utilización agrícola que llega a ser de un 80 % del total generado como fertilizante y restaurador del suelo, pero el marco legal que regula su aplicación determina valores límite de metales pesados que no deben sobrepasarse y obliga a tratar los mismos por vía biológica, química o térmica, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento de manera que se reduzcan de manera efectiva su poder de fermentación para que puedan ser aplicados al terreno (MAGRAMA, 2009).

La forma de aplicación de los lodos como fertilizante orgánico en agricultura en forma compostada, lleva asociada una serie de ventajas con respecto a las otras formas de aplicación como puede verse en el capítulo dedicado a los lodos. El compost de lodos de depuradora presenta frente a los lodos desecados la ventaja de suponer un menor coste de tratamiento y frente a la aplicación directa eliminamos el desagradable problema de la generación de malos olores, aspecto este que puede ser un gran problema si la aplicación se realiza en zonas cercanas a núcleos de población.

Características del compost de lodos de depuradora

De todo lo visto anteriormente se puede deducir que el proceso de compostaje de los lodos es una de las alternativas más atractivas y con mejores perspectivas de futuro.

Así pues, en el proceso de compostaje de un lodo de depuradora nos encontramos con tres fases diferenciadas:

- Mezcla del lodo previamente deshidratado con un material de enmienda o soporte
- Aireación de la pila con aire forzado, con volteos mecánicos o con ambos a la vez.
- Maduración y almacenamiento
- Evacuación final.

En un estudio realizado por Aguilar *et al.* (2003), obtuvieron en sus conclusiones que la aportación durante dos años consecutivos de 10 y 20 Mg ha⁻¹ de lodos de depuradora compostados en un suelo de olivar, tuvo entre sus efectos más destacados el aumento del contenido en carbono orgánico del suelo.

Un aspecto muy importante es la aplicación de los lodos compostados en campo, en el mismo estudio de Aguilar *et al.* (2003), la aplicación de los lodos se realizó con los medios existentes con los que se realiza la aportación de abonos orgánicos tradicionales (remolque estercolador y abonadora centrífuga), aunque hay que tener la precaución de realizar previamente un cribado de los elementos excesivamente grandes.

El análisis del contenido en carbono total y oxidable del lodo nos proporciona información de la capacidad del residuo para suministrar compuestos orgánicos más o menos biodegradables que

contribuirán a la mejora de la fertilidad del suelo. Los valores de carbono total oscilan entre 15 y 55 % mientras que los de carbono oxidable, directamente relacionado con la fertilidad se encuentran en el rango entre 10-25 %.

Tabla 12
Cantidad de compost de lodos de depuradora que se produce anualmente y Potencial de fijación de CO₂ con la aplicación al suelo de estos residuos

Fuente: Elaboración propia, en base a la información consultada en Roig *et al.*, 2012, Voroney *et al.* (1998), MAGRAMA (2014). Ver tabla 6 del capítulo 2.2.2.

Cantidad total de lodos generados anualmente en materia seca (Mg)	Cantidad total de CO en el compost generado anualmente (Mg CO)	Cantidad potencial de COS fijado (Mg)	Potencial de mitigación de CO ₂ (Mg)
1.200.000	218.400-546.000	53.500-163.600	197.950-605.320

*Datos a tener en cuenta para el cálculo de la tabla:

- Producción anual de lodos y cantidad CO del residuo.
- Riqueza en CO del residuo. Al multiplicar estos dos datos se obtiene el total de CO aplicable.
- Según Voroney *et al.* (1989) solamente entre un 20 y un 30% de la materia orgánica aplicada a un suelo se fija al mismo como CO, mientras que el resto escapa a la atmósfera en forma de emisiones, por lo que se multiplica el dato anterior por 0,20 y por 0,30 lo que nos daría un intervalo formado por el mínimo y el máximo de CO potencialmente fijado.
- Para pasar de Mg de CO a Mg de CO₂ se multiplica por el factor de conversión que es de 3,7 y se obtiene el dato final de potencial de mitigación.

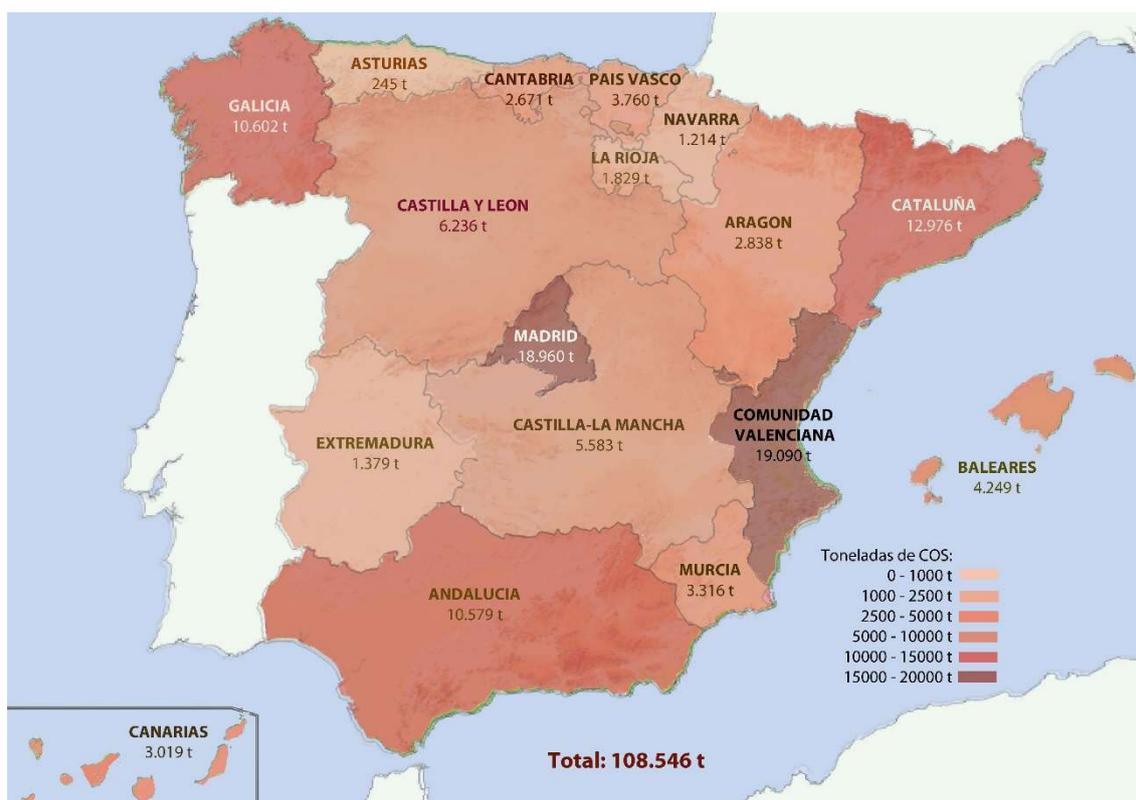


Figura 4. Potencial de secuestro de carbono en el suelo por aplicación de lodo compostado por Comunidades Autónomas.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos del MAGRAMA (2014).

Potencial de España para introducir COS por la aplicación de desechos sólidos municipales (DSM)

En las zonas urbanas y semiurbanas diariamente se generan cantidades ingentes de desechos orgánicos por lo que es necesario llevar a cabo una adecuada separación en origen de los DSM producidos dentro de los hogares españoles que permita recuperar los nutrientes contenidos en ellos y facilite, a su vez, su incorporación al suelo como un fertilizante u enmienda orgánica de calidad a través del proceso de compostaje de los DSM. Ante la necesidad de buscar una solución a este problema, el compostaje ha recibido mucha atención como tecnología potencial de tratamiento y valorización de los DSM. La aplicación de compost procedente de DSM como fertilizante y enmienda orgánica de suelos permite mejorar la fertilidad y estructura de los mismos, ayudando también al desarrollo vegetal mediante una serie de acciones físicas, químicas y biológicas que ejerce sobre el suelo y fisiológicas sobre la planta.

El tratamiento biológico se considera una de las estrategias más apropiadas para la gestión sostenible de los DSM. En la gestión actual de los mismos se encuentran diferentes configuraciones de proceso, aplicables a diferentes escalas, que incluyen el compostaje, la digestión anaerobia, el tratamiento mecánico biológico o el biosecado térmico y que se relacionan con aspectos clave de la ingeniería ambiental, como son la optimización de la recogida selectiva o la reducción de problemas en los diferentes procesos (Barrena, 2006).

La calidad final de compost de DSM dependerá de que la zona de donde procedan los residuos se realice o no una recogida separada de la fracción orgánica ya que cuando se hace recogida mixta no selectiva hay que someter a los compost a un proceso de trituración y cribado para eliminar los restos de vidrios, plásticos, etc, que no aseguran la calidad final del producto.

La dificultad en el proceso de compostaje hace recomendable su mezcla con otro tipo de restos orgánicos como pueden ser restos de origen forestal y vegetal principalmente.

Los datos de los que se dispone estiman una producción de compost en España de alrededor de un 25% de los DSM generados, lo que significa una producción anual de $513 \cdot 10^3$ Mg. Sin embargo, datos recogidos en un estudio realizado por el MAGRAMA (2014) en el que se tiene en cuenta la fracción de DSM que no es de origen orgánico nos da un dato final inferior que estaría alrededor de $200 \cdot 10^3$ Mg.

Tabla 13
Residuos separados en origen de origen orgánico.

Fuente: Datos facilitados por las CC.AA. y recogidos en MAGRAMA (2013).

CC.AA.	DSM de tipo orgánico (Mg)
C.A. Andalucía	205.872
C.A. de Aragón	29.689
C. Foral de Navarra	45.285
C.A. de Canarias	59.984
C.A. de Cantabria	15.088
C.A. de Castilla La Mancha	28.472
C.A. de Castilla León	53.259
C.A. de Cataluña	731.366
CC.AA. de Ceuta y Melilla	5.457
C. de Madrid	164.039
C. Valenciana	130.969
C.A. de Extremadura	32.580
C.A. de Galicia	86.551
C.A. Islas Baleares	61.312
C.A. La Rioja	7.919
Principado de Asturias	61.969
C.A. País Vasco	146.597
Región de Murcia	15.832
TOTAL	1.882.240

El incremento en el contenido de materia orgánica y por tanto de CO tras la adición de compost de DSM al suelo es algo esperado que ocurra con el transcurso del tiempo si se realiza un abonado con este tipo de fertilizante y enmienda orgánica de suelos dado que, el compost de DSM, en

sentido estricto, no es más que MO en estado de descomposición con distinto grado de madurez dependiendo de las condiciones en las que se realice el proceso de compostaje.

No todas las CC.AA. disponen de instalaciones destinadas al proceso de compostaje de DSM. En la siguiente tabla se recogen el número de plantas existentes en todo el territorio de España y el volumen de compost generado anualmente.

Tabla 14.
Número de plantas existentes en España y volumen de compost generado anualmente.

CC.AA.	N.º DE PLANTAS DE COMPOSTAJE	COMPOST DE DSM (Mg)
C.A. Andalucía	1	10.200
Principado de Asturias	1	6.500
C.A. Islas Baleares	3	6.500
C.A. de Cataluña	24	104.000
C.A. de Galicia	1	700
C. de Madrid	1	11.500
C. Foral de Navarra	2	7.000
C.A. País Vasco	4	28.600
C. Valenciana	7	25.000
TOTAL	44	200.000

Con los datos recogidos en la anterior tabla el potencial de captura de COS sería:

Tabla 15
Cantidad de compost de RSU que se produce anualmente y potencial de fijación de CO₂ con la aplicación al suelo de estos residuos

Producción (Mg/año)	Cantidad total de CO en el compost (kg CO/Mg compost)	Cantidad total de CO en el compost generado anualmente (Mg CO)	Cantidad potencial de COS fijado (Mg)	Potencial de mitigación de CO ₂ (Mg)
200.000	>20,5 % aprox.	41.000	8.200-12.300	26.240-39.360

*Datos a tener en cuenta para el cálculo de la tabla:

- Producción anual de residuo.
- Riqueza en CO del residuo. Al multiplicar estos dos datos se obtiene el total de CO aplicable.
- Según Voroney *et al.* (1989) solamente entre un 20 y un 30% de la materia orgánica aplicada a un suelo se fija al mismo como CO, mientras que el resto escapa a la atmósfera en forma de emisiones, por lo que se multiplica el dato anterior por 0,20 y por 0,30 lo que nos daría un intervalo formado por el mínimo y el máximo de CO potencialmente fijado.
- Para pasar de Mg de CO a Mg de CO₂ se multiplica por el factor de conversión que es de 3,7 y se obtiene el dato final de potencial de mitigación.

El potencial de captura de carbono por Comunidades autónomas quedaría como puede apreciarse en la siguiente figura.



Figura 5. Potencial de secuestro de carbono en el suelo por aplicación de compost de Desechos sólidos municipales por Comunidades Autónomas.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos del MAGRAMA (2014).

2.2.2- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de lodos de depuradora

Introducción

El aumento de la población mundial y su concentración en zonas urbanas (alrededor de un 40%) están produciendo grandes cantidades de residuos. Dentro de los residuos generados en zonas urbanas destaca la producción de los residuos orgánicos biodegradables, tales como los lodos de depuradora (Alvarenga *et al.*, 2007).

Son productos derivados del proceso de tratamiento de aguas residuales municipales (Warman y Termeen, 2005) que se obtienen en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR). Las aguas residuales municipales pueden considerarse como potencialmente peligrosas debido a su alto contenido en materia orgánica, sales disueltas y la presencia de contaminantes y microorganismos patógenos (Rosolén *et al.*, 2005).

Dentro de las posibles salidas contempladas en la legislación (depósito en vertedero, incineración o aplicación en labores de restauración y reforestación), la utilización de estos tipos de residuos como enmienda agrícola parece la salida más apropiada. La Comisión Europea considera la aplicación de estos residuos a suelos agrícolas como la solución menos costosa económicamente (Hogg *et al.*, 2002; Fytli y Zabanioutu, 2008).

Sin embargo, el uso agrícola de los lodos de depuradora supone más del 80%, es decir, cerca de 1 millón de toneladas al año aplicadas en agricultura (MAGRAMA, 2010).

En la mayoría de las depuradoras, los fangos reciben un tratamiento de espesado y deshidratación mecánica, después de los cual son llevados a un vertedero o distribuidos directamente en terrenos de cultivo (uso agrícola).

Existen varias alternativas técnicas para el tratamiento posterior de los fangos de depuradora:

- -Compostaje
- -Incineración
- -Secado térmico
- -Digestión anaerobia
- -Estabilización aerobia

En España los tratamientos más frecuentes son la digestión anaerobia, estabilización aerobia y el compostaje y otros que se realizan en un 68, 14 y 18 % respectivamente de la totalidad de lodos generados (Roig *et al.*, 2012).

En la siguiente imagen se puede observar el modo de gestionar los lodos en cada Comunidad Autónoma y las ventajas e inconvenientes de cada uno de estos procesos.

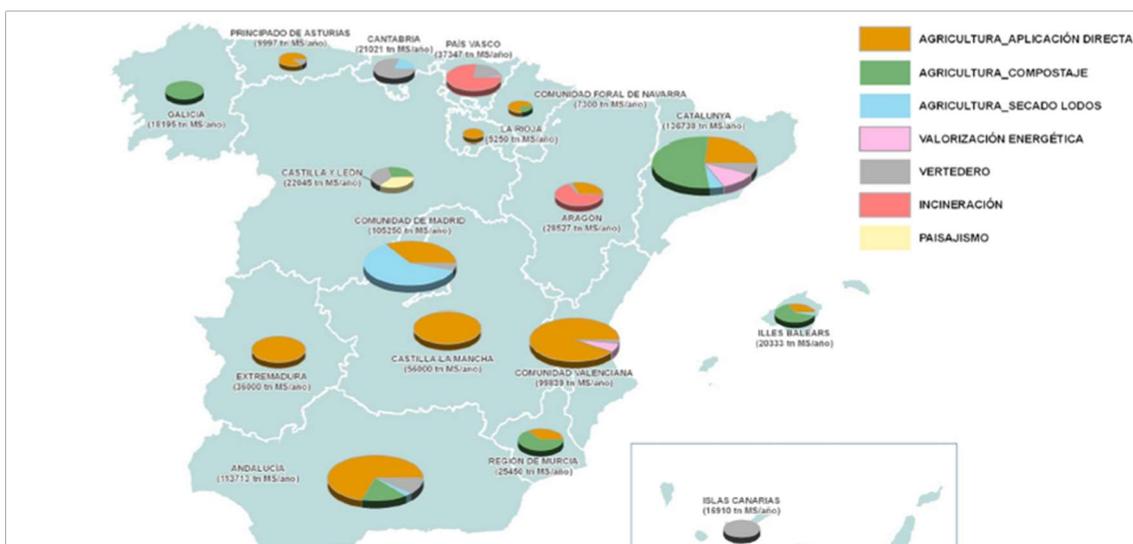


Figura 1. Tipos de gestión de lodos en cada Comunidad Autónoma.

Fuente: Asociación Española de Abastecimientos de aguas y saneamiento AEAS, 2010.

Las diferencias que se observan entre CCAA son debidas a diversos factores como son la existencia o no de plantas de compostado, superficie agrícola que pueda ser destino de los mismos como fertilizantes, etc.

Así pues y a modo de resumen las aguas residuales que producimos, provenientes tanto de nuestros lugares de trabajo como hogares, industrias agroalimentarias, etc, son sometidas a tratamientos físicos, químicos y biológicos, generando un fango o lodo con una humedad cercana al 70-80 % y que según datos del MAGRAMA (2015) llegan a alcanzar 1.200.000 toneladas (en materia seca) al año en España.

El destino final de los lodos contempla varias alternativas, como son:

Aplicación agrícola

Los lodos de depuradora presentan excelentes cualidades para su utilización agronómica lo que permite aprovechar el potencial fertilizante que encierra su doble carga orgánica e inorgánica. Sin embargo, la utilización de estos residuos de manera directa no está exenta de riesgos, ya que además de los problemas derivados de la presencia de metales pesados (que no pueden ser eliminados), hay dos factores limitantes: la presencia de sustancias fitotóxicas y los microorganismos patógenos. Una de las alternativas a estos problemas está en el compostado de los lodos, aspecto que se estudiará en el capítulo de compost. En el ámbito europeo, la Unión Europea promulgó la [Directiva 86/278/CEE](#) que regula las condiciones en que los lodos de depuradora pueden ser aplicados a los suelos agrícolas de modo que se eviten posibles efectos nocivos en los suelos, las aguas, la vegetación, los animales y el ser humano y se estimule su correcta utilización. En concreto, fija valores límite de concentración de metales pesados en el suelo y en los lodos, y prohíbe la aplicación de lodos de depuradora cuando la concentración de ciertas sustancias en el suelo supere tales valores.

Incineración

El objetivo de este proceso es el de tratar al residuo con el fin de reducir su volumen y peligrosidad, concentrando o destruyendo las sustancias potencialmente nocivas. El proceso de incineración también puede ofrecer un medio que permita la recuperación del contenido energético, mineral o químico de los residuos.

Básicamente, la incineración es la oxidación de las materias combustibles contenidas en el residuo y durante la misma se crean gases de combustión que contienen la mayoría de la energía de combustión disponible en forma de calor.

Vertedero

Esta alternativa es la menos deseable y es elegida cuando no es posible realizar ninguna otra. El residuo no se revaloriza y se incurren en altos gastos de gestión de los mismos.

Uso de los lodos de depuradora como fertilizantes y enmienda orgánica en la agricultura

La materia orgánica de un suelo es sin duda el componente que contribuye de forma más global a mantener su capacidad productiva. Influye en características físicas como la porosidad, estado de agregación de las partículas, densidad aparente, etc., y afecta al comportamiento del suelo en lo que a retención y transmisión de agua, gases y calor se refiere. Asimismo, proporciona una reserva estable de nutrientes para la planta y organismos en general residentes en el medio, alterando al mineralizarse ciertas propiedades químicas del mismo. Los suelos agrícolas sufren un desequilibrio en el mantenimiento de niveles estables de materia orgánica debido a numerosas razones (laboreo, producciones intensivas, uso de fitosanitarios...) a las cuales el hombre no ha sido en absoluto ajeno, con la consiguiente disminución de la fertilidad natural del horizonte superficial, más acentuada bajo las condiciones semiáridas de nuestra zona.

Los lodos de depuradora, al igual que otros residuos urbanos y agrícolas, constituyen una fuente de materia orgánica alternativa a los distintos estiércoles de origen animal utilizados tradicionalmente, y cada vez más escasos (PEMAR, 2015).

Por su composición, el esparcimiento de lodos en los suelos agrícolas puede mejorar sus propiedades químicas en relación a los contenidos en N, P, K, así como materia orgánica y humedad. En general el suelo mejora sus fitopropiedades y se asegura un aumento de su capacidad de adsorción e inmovilización de sus componentes. Se favorece la asimilación de nutrientes, aumenta la capacidad de retención de agua, se observa una mejora en la estructura del suelo y todo ello deriva en una reducción de la escorrentía y erosión, evitando la pérdida de fertilidad (Polo, 1997).

La aplicación de residuos orgánicos biodegradables, entre los que se encuentran los lodos de depuradora, es uno de los métodos utilizados para incrementar el contenido de materia orgánica del suelo. Por esta razón, se ha reforzado su uso en suelos agrícolas, especialmente en suelos áridos y semiáridos del área mediterránea, donde las prácticas de cultivo intensivas combinadas con las condiciones climáticas han dado lugar a un descenso constante de la materia orgánica del suelo (Albiach *et al.*, 2001).

Se han realizado estudios que indican que la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo produce un efecto sobre las propiedades del suelo, provocando cambios físico-químicos, físicos y biológicos que repercutirán en la funcionalidad del suelo (Ferrerías *et al.*, 2006; González *et al.*, 2010). Otros trabajos demuestran el gran potencial presentado por los lodos de depuradora a la hora de aumentar la productividad de un suelo, debido al contenido de nutrientes de los mismos (alrededor de un 3-6% N, 1-5% P), quedando de manifiesto el valor fertilizante de estos residuos (Loehr *et al.*, 1979). Polo *et al.* (1997) evaluaron el efecto de la adición de lodos de depuradora en dos dosis de 40 (A) y 80 (B) t/ha al suelo en sustitución del abonado tradicional (T), tanto en trigo como en girasol. Estos autores evaluaron el efecto de la aplicación de ambas dosis de lodos frente al tratamiento testigo en la producción de trigo y de girasol, el resultado aparece reflejado en la tabla 1:

Tabla 1
Producciones de trigo y girasol

Fuente: Polo *et al.* (1997)

Tratamiento	Trigo	Girasol
	Kg/ha	
T (0 t/ha)	2.095	2.320
A (40 t/ha)	3.240	3.370
B (80 t/ha)	5.085	3.084

Se ha tomado como referencia el trabajo de Polo *et al.* (1997), porque se trata de un trabajo muy completo en el que se analiza de manera muy rigurosa tanto la composición de los lodos provenientes de las EDAR, como su efecto sobre el suelo cuando se aplica como fertilizante, siendo además escaso los estudios sobre estos temas.

Sin embargo, son escasos los trabajos que cuantifican los efectos de este aporte de carbono orgánico a largo plazo y/o la permanencia de los mismos una vez que la aplicación de lodos ha cesado, punto de especial interés en la zona mediterránea, sujeta a mayores tasas de mineralización de la materia orgánica en el suelo por las condiciones climáticas (Mermut, 2003). De hecho, Chae y Tabatabai (1986), observaron que el proceso de mineralización del C procedente de lodos, de estiércol y de restos vegetales es muy similar, aunque se nota diferencia en cuanto al periodo que permanece inmovilizado inicialmente, siendo para el estiércol (4 semanas) un poco mayor que para los lodos (1-2 semanas) y hasta un tope máximo de 16 semanas para los restos vegetales dependiendo del tipo de resto. La importancia de estos periodos de inmovilización se debe a que si toda la materia orgánica que se incorpora a un suelo se descompone rápidamente en elementos minerales, estos pueden ser arrastrados fácilmente por el agua y el suelo se quedaría sin nutrientes. En la mineralización de la materia orgánica, el carbono orgánico es oxidado hasta CO₂ como resultado de la respiración de los microorganismos. Este CO₂ va a la atmósfera, de donde será tomado por las plantas cerrando así el ciclo del carbono.

A pesar de las ventajas que supone para el suelo y el medioambiente el destino agrícola de los lodos de depuradora, su uso principal como enmienda orgánica en agricultura no se encuentra extendido en parte de los países europeos como se puede observar en la siguiente imagen,

siendo España uno de los países en los que la eliminación por esta vía es mayoritaria, probablemente debido a que en zonas del sur de Europa es donde los suelos presentan valores de contenido en MO del suelo más bajos y donde por ende se apuesta con mayor fuerza por la revalorización de residuos que pueden introducir cantidades apreciables del mismo a los suelos destinados a uso agrícola.

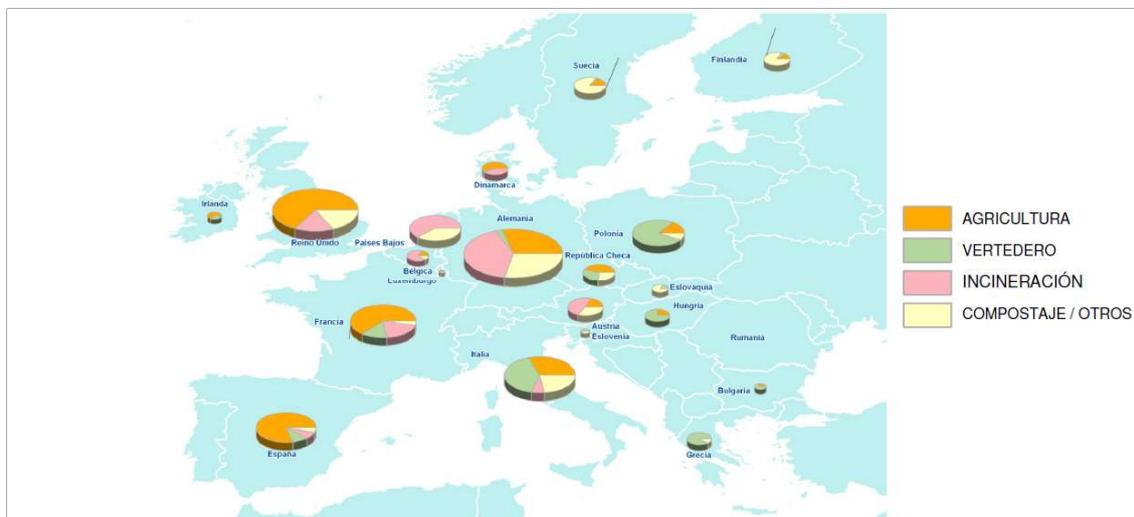


Figura 2. Destino de los lodos de depuradora en la UE.
Fuente: WRC and RPA for the European Commission 2010.

Consideraciones a tener en cuenta a la hora de aplicar lodos de depuradora a suelos agrícolas

Los lodos en agricultura pueden ser reutilizados y valorizarlos bien como correctores del suelo o como abono orgánico (según la ley 22/2011, de 28 de julio de residuos y suelos contaminados) y su uso puede realizarse mediante:

- Aplicación directa sobre el terreno.
- Aplicación previo compostaje.
- Aplicación agrícola a partir de un secado previo por el que se obtiene un abono orgánico.

Ya se ha hablado de la importancia de conocer en todo momento los contenidos en metales pesados de los lodos a utilizar, y que se encuentra limitado por la normativa existente. Sin embargo, no hay que olvidar el contenido posible en metales que haya en el suelo antes de su aplicación, de forma que la suma de ambos no alcance contenidos superiores a los admisibles. Otro aspecto a tener en cuenta es el pH del suelo receptor, ya que el límite establecido para el contenido en metales pesados de los lodos a aplicar va a depender de que dicho valor sea mayor o menor a 7. El Real Decreto 1310/1990 establece los valores límite de concentración de metales pesados en lodos destinados a su utilización agraria. Las tablas 2 y 3 recogen esta normativa.

Tabla 2
Niveles máximos de metales para el uso agrícola de lodos de depuradora. (I)

Fuente: Polo *et al.* (1997)

Parámetros (mg/kg materia seca)	Concentración en los lodos mg/kg		Aporte máximo kg/ha/año
	Suelos con pH<7	Suelos con pH>7	
Cadmio	20	40	0,15
Cobre	1.000	1.750	3
Níquel	300	400	12
Plomo	750	1.200	15
Zinc	2.500	4.000	0,10
Mercurio	16	25	3
Cromo	1.000	1.500	30

Tabla 3
Niveles máximos de metales para el uso agrícola de lodos de depuradora según la legislación española (I)

Fuente: Polo *et al.* (1997), según R.D. 1310/1990

Parámetros (mg/kg materia seca)	Concentración en el suelo receptor mg/kg	
	Suelos con pH<7	Suelos con pH>7
Cadmio	1	3
Cobre	100	150
Níquel	50	210
Plomo	50	300
Zinc	1	1,5
Mercurio	30	112
Cromo	150	450

Los lodos pueden aplicarse como enmienda orgánica a cualquier tipo de cultivo, pero siempre teniendo en cuenta las necesidades del cultivo y sus límites de tolerancia a los compuestos vistos anteriormente. La época en la que se debe de realizar la aplicación del suelo va a depender de cada cultivo. Algunos ejemplos los podemos ver a continuación.

Tabla 4.
Época en la que se debe de realizar la aplicación del suelo en cada cultivo.
Elaboración propia.

CULTIVO	EPOCA
Cereal de invierno Remolacha de siembra otoñal	Septiembre-octubre
Cereal de ciclo corto Remolacha de siembra primaveral Cultivos hortícolas Olivar Frutales	Primavera
Cultivos herbáceos de verano	Marzo- mayo
Viña	Enero
Prados	Otoño

En resumen, por tanto la práctica más habitual es su utilización agrícola que llega a ser de un 80 % del total generado como fertilizante y restaurador del suelo, pero el marco legal que regula su aplicación determina valores límite de metales pesados que no deben sobrepasarse y obliga a tratar los mismos por vía biológica, química o térmica, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento de manera que se reduzcan de manera efectiva su poder de fermentación para que puedan ser aplicados al terreno (MAGRAMA, 2009).

Potencial secuestro de carbono por la aplicación de lodos de depuradora en suelos

En el siguiente cuadro se exponen los datos de las cantidades de lodos generados en España por CC.AA. recogido en el anuario de estadísticas del 2015, publicado por el MAGRAMA:

Tabla 5.
Datos de las cantidades de lodos generados en España por CC.AA.
 Fuente: Datos Anuario de Estadísticas. 2015. MAGRAMA.

CC.AA.	Producción (Mg materia seca)	Total aplicado en agricultura	Porcentaje del total destinado a agricultura (%)
C.A. Andalucía	110.109	93.892	85
C.A. de Aragón	29.537	9.106	31
C. Foral de Navarra	12.631	12.313	97
C.A. de Canarias	31.422	0	0
C.A. de Cantabria	27.800	18.127	65
C.A. de Castilla La Mancha	58.112	51.970	89
C.A. de Castilla León	64.910	60.686	93
C.A. de Cataluña	135.058	107.320	79
CC.AA. de Ceuta y Melilla	982	0	0
C. de Madrid	197.345	186.656	94
C. Valenciana	198.690	184.583	93
C.A. de Extremadura	14.357	11.423	80
C.A. de Galicia	110.346	96.318	87
C.A. Islas Baleares	44.221	20.796	47
C.A. La Rioja	19.040	19.022	100
Principado de Asturias	2.548	1.688	66
C.A. País Vasco	39.138	8.838	23
Región de Murcia	34.515	33.194	96
TOTAL	1.130.761 Mg	914.929 Mg	81 %

Como puede observarse en la tabla anterior los lodos de depuradora son un residuo que está presente en prácticamente todas las zonas de nuestro país con lo que su aplicación en suelos agrícolas es relativamente fácil ya que hay disponibilidad del mismo a distancias cortas y el agricultor no tiene que asumir grandes costes de transporte.



Figura. 3. Cuantía actual de las distintas formas de aplicación de los lodos de depuradora con posibilidad de ser utilizados con fines agrícolas a escala nacional y autonómica. Valores expresados en porcentaje respecto al total por comunidad autónoma.
Elaboración propia a partir de datos obtenidos del MAGRAMA (2015).

El análisis del contenido en carbono total y oxidable del lodo nos proporciona información de la capacidad del residuo para suministrar compuestos orgánicos más o menos biodegradables que contribuirán a la mejora de la fertilidad del suelo. Los valores de carbono total oscilan entre 15 y 55 % mientras que los de carbono oxidable, directamente relacionado con la fertilidad se encuentran en el rango entre 10-25 %. Si elegimos la forma de aplicación de los lodos por el aporte de carbono que hace al suelo debemos tener en cuenta que el compost de residuos sólidos urbanos aplicado aporta un carbono más recalcitrante, lo que permite su mantenimiento en el suelo durante un periodo prolongado de tiempo. Los lodos de depuradora aplicados, con tratamiento aerobio y anaerobio, aportan mayor proporción de carbono orgánico más lábil, que potencia los procesos de mineralización; produciendo una disminución progresiva del contenido de carbono en el suelo.

Son escasos los estudios que relacionan la aplicación de lodos de depuradora con el secuestro de carbono, Carabassa *et al.* (2015), presentan resultados de la evolución en 18 años del contenido y estabilidad del carbono orgánico del suelo en dos áreas de una cantera de piedra caliza que fueron rehabilitadas con tierras fertilizadas con lodos de depuradora o sin ellos. Los resultados indican un incremento en el contenido de C transcurridos 18 años, tanto en los suelos control como en los suelos enmendados, aunque mayor en los fertilizados con lodos. Paralelamente, los suelos enmendados presentan una mayor proporción de C recalcitrante y de huminas transcurridos 18 años. Considerando el período 1996-2014, la restauración con lodos ha supuesto un secuestro neto de 26 Mg C ha⁻¹, en comparación con los 19 Mg C ha⁻¹ en el suelo control. Por otra parte, Voroney *et al.* (1989), indican que la mayoría del carbono liberado se

pierde a la atmósfera en forma de CO₂ y sólo un 20-30% del C aportado por los residuos orgánicos contribuye a aumentar el carbono orgánico del suelo.

En base a la información de la cantidad de lodo que se genera anualmente en España según los distintos tratamientos a los que se somete para su estabilización, se ha realizado la siguiente tabla.

Tabla 6
Cantidad de lodo que se genera anualmente en España y la cantidad de carbono contenido en ella, así como la fijación de CO₂ que supone.

Fuente: Roig *et al.*, 2012, Voroney *et al.* (1989), MAGRAMA (2015) y elaboración propia.

Tipo de tratamiento de estabilización de los lodos de depuradora	Cantidad total de lodo generado (t)	Cantidad total de CO en el lodo generado anualmente (t)	Cantidad potencial de COS fijado (t)	Potencial de mitigación de CO ₂ (t)
Lodos tratados con digestión anaerobia	816.000	81.600-204.000	24.500-61.000	90.600-225.000
Lodos tratados con estabilización aerobia	168.000	16.800-42.000	5.000-12.600	18.500-46.620
Lodos compostados y otros.	216.000	120.000-300.000	24.000-90.000	88.000-330.000

*Datos a tener en cuenta para el cálculo de la tabla:

- Producción anual de lodos de depuradora
- Riqueza en CO del residuo. Al multiplicar estos dos datos se obtiene el total de CO aplicable.
- Según Voroney *et al.* (1989) solamente entre un 20 y un 30% de la materia orgánica aplicada a un suelo se fija al mismo como CO, mientras que el resto escapa a la atmósfera en forma de emisiones, por lo que se multiplica el dato anterior por 0,20 y por 0,30 lo que nos daría un intervalo formado por el mínimo y el máximo de CO potencialmente fijado
- Para pasar de Mg de CO a Mg de CO₂ se multiplica por el factor de conversión que es de 3,7 y se obtiene el dato final de potencial de mitigación.

2.2.3- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de residuos agrícolas (herbáceos y leñosos)

Introducción

En los últimos años el suelo ha sido reconocido como el mayor sumidero de carbono en el contexto de su ciclo global, adquiriendo especial importancia las actividades agrícolas debido a su extensión y a las numerosas opciones que presenta para fijar o emitir carbono (Kimble *et al.* 2002). De hecho, Smith *et al.* (2007a; 2007b; 2008a), han estudiado las posibilidades de mitigar las emisiones de GEI a partir de las prácticas agrícolas, llegando a la conclusión de que alrededor del 90% del total del potencial de mitigación se deriva del secuestro de C del suelo.

En el contexto de la producción vegetal el concepto estricto de residuo agrícola se aplica, bajo denominación de residuos de cosecha, a la fracción o fracciones de un cultivo que no constituyen la cosecha propiamente dicha y a aquella parte de la cosecha que no cumple con los requisitos de calidad mínima para ser comercializada como tal. De forma similar, los restos de poda de los cultivos leñosos deben ser considerados asimismo residuos agrícolas estrictos.

No existe una normativa específica para este flujo de residuo, por lo que se aplica la Ley de residuos vigente. Los restos vegetales de los cultivos agrícolas no están incluidos en la nueva definición de biorresiduo de la Directiva marco de residuos. Esta define biorresiduo como: residuo biodegradable de jardines y parques, residuos alimenticios y de cocina procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de consumo al por menor, y residuos comparables procedentes de plantas de transformación de alimentos. Esta norma aclara además que no se consideran residuos cuando los restos agrícolas se utilizan en el sector agrario o que se destinen a la producción de energía a base de biomasa. Por lo tanto, la normativa es de aplicación cuando la gestión requiera una transformación (compostaje u otras modalidades) o se eliminen vía vertedero (MAGRAMA, 2012).

Existen además otras normas que intervienen sobre la gestión de estos restos. Destaquemos aquí la Ley de sanidad vegetal (BOE 279, 21-11-2002), que obliga a los titulares de explotaciones a mantener en buen estado fitosanitario sus cultivos, plantaciones y cosechas, así como las masas forestales y el medio natural para defensa de las producciones propias y ajenas, es decir para evitar la propagación de plagas y enfermedades.

Aproximadamente la mitad del CO₂ que la vegetación es capaz de retirar de la atmósfera mediante la fotosíntesis es depositado en el suelo, donde se puede acumular en forma de materia orgánica (restos vegetales, exudados, etc.) y devolverse como CO₂ a través de procesos de mineralización (Smith, 2008b). El secuestro de carbono por parte de los suelos agrícolas es un factor esencial a tener en cuenta en el diseño de futuras estrategias. Sin embargo, conviene tener en cuenta que, siendo este sistema de producción una verdadera alternativa de la agricultura para la mitigación del cambio climático, se han de valorar las dificultades que acarrearía en la actualidad, una implantación a gran escala de estas prácticas, características de este modelo de producción en nuestra agricultura.

Los restos o residuos del cultivo incluyen pequeñas ramas, hojas, raíces, paja y otras partes de las plantas que permanecen tras la cosecha. Contienen aproximadamente un 45% de carbono y son los principales precursores de materia orgánica (Jarecki y Lal, 2003; Porta *et al.* 2003). Además de aportar numerosos beneficios al suelo, es una de las prácticas más idóneas para fijar carbono. La cantidad de carbono que puede almacenar el suelo, sin embargo, dependerá de la

cantidad añadida y del ratio de descomposición, por lo que los valores varían mucho según el tipo de cultivo.

Tabla 1
Principales formas de gestión de los restos vegetales de cosecha y de restos de poda.

Fuente: MAGRAMA (2012), informe sobre Producción y consumos sostenibles y residuos agrarios.

Uso del residuo	Definición
Reincorporación al suelo	Constituye una aportación de materia orgánica para los suelos
Acolchado orgánico	Constituye una aportación de materia orgánica para los suelos con un efecto mulching (limita la evaporación y el crecimiento de hierbas adventicias)
Cama para ganado	A veces, es necesario triturar previamente los restos
Compostaje	Puede ser realizado de forma individual o junto con otros residuos orgánicos (estiércoles, lodos de depuradora, RSU, restos de jardinería, etc...)
Vermicompostaje	Proceso de digestión de la materia orgánica por las lombrices
Alimentación animal en fresco o henificado	En fresco: directamente ingerido por el animal; henificado: pasto deshidratado para aumentar su valor nutricional
Ensilado para alimentación animal	Práctica habitual en zonas templadas con un invierno largo, se da sobre todo en forrajeras y maíz
Quema controlada	La quema controlada de restos vegetales es aquella para la que se pide autorización al organismo competente, en base a la aparición en el cultivo de enfermedades o plagas que supongan contaminación del suelo si los restos se entierran o se dejan sobre la superficie
Transformación para fabricación de pasta de papel y/o cartón	Existen varias fábricas de transformación de paja en España. También se puede realizar con restos de otros cultivos
Valorización energética	A través de técnicas de metanización, plantas de biomasa, obtención de carbón activo...
Eliminación vía entrega a vertedero	Este destino debería reducirse, por la progresiva aplicación de la normativa que regula el vertido de residuos.
Abandono	Práctica inadecuada, que conlleva riesgos de propagación de plagas y enfermedades, atrae insectos y roedores
Quema no controlada	Práctica inadecuada, puede conllevar riesgos de incendios

La agricultura constituye la actividad que emplea la mayor proporción de superficie de la tierra en España (40,3%), según las categorías de uso de la tierra (Uso de la Tierra, Cambio de Uso

de la Tierra y Silvicultura, UTCUTS). Así mismo representa la segunda fuente más importante de emisiones de Gases Efecto Invernadero (GEI), según se indica en el inventario nacional de emisiones de GEI 1990-2014 (MAGRAMA, 2016) la contribución de la actividad agrícola a este tipo de gases en el 2014 es de 11,37%. En estos sistemas, las emisiones de CO₂ producidas por el empleo de maquinaria y por el manejo del suelo determinan los flujos que se establecen entre la vegetación, el suelo y la atmósfera, y por tanto la cantidad de carbono que puede ser almacenada.

En el suelo, reducir las emisiones de CO₂ es sinónimo de aumentar la materia orgánica del suelo. En este sentido, en zonas agrícolas, los manejos deben ir encaminados a minimizar la alteración y erosión del suelo y aumentar el retorno de los residuos del cultivo. Según Smith *et al.* (2000), la adopción de estas prácticas de manejo de forma individual es insuficiente para alcanzar los valores de reducción de carbono recomendados por el protocolo de Kyoto. Sin embargo, la combinación de varias de ellas ha mostrado un potencial mucho mayor en la mitigación del carbono (Paustian *et al.* 1997).

En relación a los restos vegetales, son muchos los autores que señalan los beneficios asociados a la restitución al suelo de los restos de cultivo y su posible uso como enmienda orgánica ya que aumenta la calidad del suelo (Franzluebbers, 2009; Sofo *et al.* 2005), siendo el efecto más directo el incremento en el contenido en carbono orgánico del suelo (COS) (Chivenge *et al.*, 2007; Mondini *et al.*, 2007).

El manejo de los residuos de los cultivos es otro método importante para capturar carbono en el suelo y aumentar su contenido de materia orgánica. Los efectos positivos del uso de los residuos de los cultivos para inducir la captura de carbono fueron estimados por Lal (1997) en 0,2 Pg C/año con una transformación de 15 por ciento del total del carbono (globalmente, 1,5 Pg C). Por lo general, hay una relación lineal entre la materia orgánica en los primeros 15 cm de suelo y la cantidad de residuos de cultivos aplicados.

Los residuos de cultivos aplicados en la superficie se descomponen más lentamente que aquellos incorporados por el laboreo ya que tienen menor contacto con los microorganismos y el agua del suelo, pero, con el enterrado, se pierde otro efecto importante que proporciona esta práctica que es la protección del suelo frente a los agentes erosivos y que puede suponer una importante salida de COS del sistema.

Por tanto, la tasa de descomposición de los residuos orgánicos varía de forma importante en función de su posición sobre o dentro del suelo (Alvarado, 2006), de su distribución espacial (Khalid y Anderson, 2000; Lim y Zaharah, 2000) y del tamaño de los residuos (Khalid *et al.*, 2000). Las dimensiones de los residuos afectan a la superficie específica en contacto con el suelo y con ello a la colonización microbiana y el intercambio de agua y nutrientes con el suelo circundante.

Por otra parte, se potencia el incremento de COS cuando se combina el no laboreo con un ingreso máximo de materia orgánica en forma de residuos de los cultivos o de cultivos de cobertura. Es preferible la cobertura por plantas in situ antes que traer materiales de otros lugares en razón del aporte adicional que hacen las raíces del cultivo, además del consumo de energía para transportar la cobertura necesaria; esto también implica la pérdida de carbono en los lugares de procedencia de donde se retirarían estos residuos.

Las tablas 2a, b y c resumen parte de la información que se desarrollará a lo largo del capítulo.

Tabla 2
Tipo de residuos, superficie potencial de aplicación, aumento de COS, CO₂ evitado y referencias bibliográficas.

2.a. Definiciones

Tipo de Residuo	Definición
Residuos herbáceos	Los residuos agrícolas herbáceos proceden de plantas de tallo no leñoso que mueren al final de su temporada de crecimiento. El principal residuo de los cultivos herbáceos es la paja, las cañas y los rastrojos.
Residuos leñosos	Los residuos agrícolas leñosos proceden principalmente de las podas de los olivos, viñedos y frutales, por lo que su producción, tiene un carácter estacional.

2.b. Cuantificación de COS, CO₂ fijado y potencial de aplicación.

Tipo de Residuo	Cuantificación del aumento de COS (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	CO ₂ evitado (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Potencial de aplicación en España (ha)*
Residuos herbáceos	0,355 (rastrojo) 1,15 (rastrojo+paja+cañas)	1,313 (rastrojo) 4,24 (rastrojo+paja+cañas)	7.998.655
Residuos leñosos	1,4-4,9	5,14-17,98	4.961.981

*Para la superficie potencial se han considerado los datos de ESYRCE 2015.

2.c. Referencias para la obtención de datos de la tabla 2b.

Tipo de Residuo	Referencias
Residuos herbáceos	Lal (1999), Freibauer <i>et al.</i> (2004), Janzen (2004), Urbano (2010), Ordóñez <i>et al.</i> (2007b), Lal <i>et al.</i> (1998, 1999)
Residuos leñosos	Repullo <i>et al.</i> (2012a), Márquez-García <i>et al.</i> (2014), Moreno-García <i>et al.</i> (2015), Nieto <i>et al.</i> (2010), Romanyà <i>et al.</i> (2000)

Restos de poda

Los restos de poda son residuos de lenta descomposición y humificación, por su elevada proporción en celulosa y lignina, un contenido medio-bajo de humedad y una alta relación C/N, lo que permite asegurar una protección del suelo prolongada en el tiempo (Ramos, 1999). También parece que el tamaño medio de los restos influye sobre la retención del agua y del suelo, citando como ejemplo la medida de 8 cm propuesta por Palis *et al.* (1990) para conseguir un efecto de dique.

La mayor parte de estos residuos tradicionalmente se queman en la propia explotación, operación que se realiza en el propio campo y que consume una gran cantidad de mano de obra. Esta práctica, cada vez más controlada por la administración, presenta inconvenientes como el quemado de olivos próximos al fuego, sobre todo en plantaciones intensivas, y emisiones de CO₂ a la atmósfera. Un problema adicional de la quema del residuo es la reducción del carbono secuestrado en el suelo a medida que los restos se descomponen (Quingren *et al.*, 2010).

Cubrir el suelo con restos de poda supone una salida a un residuo al que tradicionalmente no se le ha otorgado ningún valor por parte del agricultor. El resultado es que el papel de dichos restos es subestimado y, con frecuencia, su gestión dirigida hacia la eliminación como residuo de las tareas agrícolas. Otro aspecto que condiciona su uso es la temporalidad de su generación y el tener que gestionar grandes cantidades de restos en un corto espacio de tiempo para que no impida la realización de otro tipo de labores en la explotación.

La alternativa de aplicación al suelo, que hace unos años era muy poco frecuente, se va implantando lentamente en la arboricultura española. Esta alternativa exige un tratamiento mecánico previo de troceado o picado y, si se considera necesario, de desfibrado. Este último tratamiento es especialmente interesante en troncos y ramas de mediano y gran calibre. El disponer actualmente de varios tipos de trituradoras y picadoras en el mercado ha impulsado la utilización de los restos de poda triturados como cubierta vegetal, esta práctica está siendo recomendada por los técnicos fundamentalmente por la conservación del suelo y por el aporte de carbono orgánico que supone.

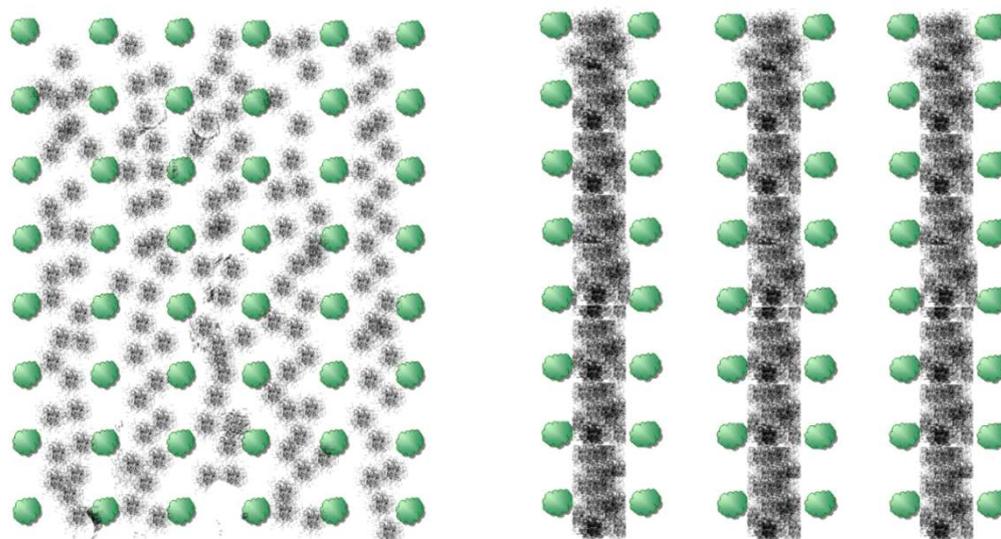


Figura 1. Posibilidades de distribución en campo de los restos de la poda.

Izquierda, esparcimiento uniforme en toda la explotación; derecha, esparcimiento del doble de cantidad en calles alternas.

Fuente: Moreno-García *et al.* (2015)

Son pocos los trabajos en la bibliografía que abordan la descomposición de estos restos vegetales y cómo afecta su evolución temporal a la biomasa de los restos y a la capacidad de estos como fuente de carbono al suelo. Como ejemplo, cabe citar los trabajos desarrollados por Repullo *et al.* (2012a), Márquez-García *et al.* (2014), Moreno-García *et al.* (2015) y Repullo *et al.* (2014), en los que se aborda la cuestión de qué tipo y cantidad de restos se deben de esparcir para conseguir un mayor beneficio para el suelo. En concreto estos trabajos se han centrado en evaluar qué manejo, en función del tamaño de los restos aplicados y la forma de distribución de los mismos, es más eficaz para proteger el suelo y elevar su contenido en carbono orgánico, en cuatro modelos de tratamiento diferentes durante un periodo de cuatro años.

Con el objetivo de adaptar la experiencia a las distintas opciones de picado que actualmente existen en el mercado, en la experiencia citada por estos autores, se distinguieron dos tipos de restos en función de la maquinaria que realiza el proceso. Las máquinas autoalimentadas trituradoras de restos finos avanzan enganchadas al tractor en su recorrido por las calles del olivar, triturando las ramas que, previamente, se han debido alinear en el suelo. Mediante este alineamiento previo al picado se retiran las ramas de un diámetro superior a los 8 cm. En cambio, las trituradoras de restos gruesos sí que están capacitadas para triturar madera de cualquier grosor, pero éstas suelen ser de alimentación manual, con el inconveniente de necesitar más mano de obra y necesitar del acarreamiento del material. En ocasiones los restos de dos filas se pueden agrupar en una misma calle (Figura 1).

El experimento de Repullo *et al.* (2012a) consistió en la aplicación de restos de poda finos (≤ 8 cm de diámetro) y gruesos (> 8 cm de diámetro) en las siguientes cantidades (Tabla 3):

Tabla 3
Dosis de restos de poda aplicadas sobre el suelo (peso fresco).

Fuente: Repullo *et al.* (2012a).

Tratamientos	Poda fina (kg m ⁻²)	Poda gruesa (kg m ⁻²)	Total (kg m ⁻²)
I	2,65	0	2,65
II	2,65	1,12	3,77
III	5,30	0	5,30
IV	5,30	2,24	7,54

Poda fina: ≤ 8 cm en diámetro; Poda gruesa: > 8 cm en diámetro

La evolución de la biomasa de los restos va a determinar una mayor disponibilidad de carbono para el suelo. La mayor cantidad de carbono (más del 50% en los tratamientos con más cantidad de restos) se libera en los primeros 12 meses de descomposición como consecuencia del ataque de los microorganismos a las fracciones de C orgánico más lábiles de los restos de poda (Tabla 4). En el cuarto año los valores de descomposición son reducidos para los cuatro tratamientos debido a la poca cantidad de restos a degradar. El que mayor porcentaje posee es el tratamiento I, en el que la biomasa remanente no llega a alcanzar el 10% de la cantidad aplicada en un inicio, siendo el tratamiento que más biomasa ha perdido. Por el contrario, el tratamiento IV, al final de este cuarto año, ha mantenido más del 20% de la biomasa original.

Tabla 4
Biomasa remanente en porcentaje (%) a lo largo del tiempo en cada uno de los tratamientos.

Fuente: Repullo *et al.* (2014)

AÑO	I	II	III	IV
2010	49,43	47,69	55,56	57,43
2011	34,59	27,04	27,79	25,25
2012	15,94	16,53	12,65	24,25
2013	9,55	12,71	10,87	20,22

En la descomposición de residuos lignocelulósicos, como es el caso que nos ocupa, hay una fase inicial de rápida pérdida de biomasa por el lavado de compuestos solubles y la descomposición de materiales lábiles (e.g. azúcares, algunos fenoles, almidones y proteínas), y una segunda más lenta, como resultado de la descomposición de elementos recalcitrantes como celulosa, hemicelulosa, taninos y lignina (Arellano *et al.* 2004, Sánchez *et al.* 2008). Este es muy positivo para la protección del suelo, puede modificar la disponibilidad de carbono para incrementar sus niveles en el suelo.

La degradación de los restos de poda supone una fuente continua de C para el suelo a medida que se produce su descomposición. Estos autores indican que la dinámica de liberación de carbono con la evolución de los restos es similar a la experimentada por la biomasa. La mayor pérdida se registra en el primer año de esparcimiento de los restos, ya que en todos los casos el porcentaje de carbono liberado supera el 50%, como consecuencia de la descomposición de la fracción lábil del residuo. La tabla 5 resume, para cada uno de los tratamientos considerados en el estudio, las cantidades de C perdidas por los restos de poda debido a su descomposición a los 4 años de su aplicación.

Tabla 5
Cantidad de C liberado en el proceso de descomposición y porcentaje de nutriente remanente en los distintos tratamientos de restos de poda considerados en la experiencia.

Fuente: Márquez-García *et al.* (2014)

Tratamiento	C liberado (t ha ⁻¹)	C remanente (%)
I	6,95	5
II	10,04	8
III	13,63	8
IV	18,65	15

La cantidad de carbono liberada con la descomposición de los diferentes tratamientos de restos de poda contrasta con la estimada por Repullo *et al.* (2012b) en diferentes especies de cubiertas vegetales usadas en olivar, como *Brachypodium distachyon* (1.911 kg de C ha⁻¹), *Eruca vesicaria* (1.471 kg de C ha⁻¹), *Sinapis alba* (404 kg de C ha⁻¹) y hierba espontánea (509 kg de C ha⁻¹), en un periodo de descomposición de 172 días. En este mismo tiempo, los restos de poda liberaron 3.652, 5.880, 6.109 y 9.832 kg ha⁻¹ de C dependiendo del tratamiento. Estos datos refuerzan la hipótesis de la idoneidad de este tipo de residuos para incrementar el COS.

Respecto al efecto de la aplicación de los diferentes tratamientos de restos de la poda sobre los niveles de COS, estos autores indican un incremento de los valores de este parámetro en los primeros 20 cm de suelo de 2,78, 3,71, 4,11 y 4,91 t C ha⁻¹ año⁻¹ para las dosis I, II, III y IV respectivamente en los cuatro años. No obstante, la irregular evolución del residuo en el tiempo indica que habrá un mayor secuestro de carbono entre el primer y segundo año y una ralentización de este proceso por la menor liberación de C con la descomposición. De hecho, si el dato de incremento de COS se hubiera dado a los dos años de establecida la experiencia, los valores serían de 4,62, 4,85, 6,30 y 4,99 t C ha⁻¹ año⁻¹ para las dosis I, II, III y IV. Se resalta la importancia de la cantidad de residuo añadida en la proporción de carbono secuestrado y el que cantidades excesivas pueden condicionar la actividad de los microorganismos descomponedores del residuo y disminuir la eficacia de esta práctica para incrementar los niveles de COS del suelo (compárense los resultados de los tratamientos III y IV). Autores como Barajas-Guzmán y Álvarez-Sánchez (2003) y Arrigo *et al.* (2005) señalan que el exceso de restos vegetales aplicados al suelo puede producir condiciones anaeróbicas que limitan la descomposición del residuo facilitando la concentración de algunos de los indicadores de su calidad como lignina,

celulosa, nitrógeno y carbono, relacionando estos cambios con la colonización y actividad de la fauna descomponedora.

Otros trabajos sobre este tema son los de Nieto *et al.* (2010) que evaluaron el incremento en el contenido de COS en dos fincas de olivar a las que se les aplicaron restos de poda como cubierta, observando en un año un incremento de 1.88 y 2.33 t ha⁻¹. Romanyà *et al.* (2000) indicaron resultados similares para una viña localizada en el área mediterránea, con un incremento anual de carbono orgánico de 1.4 t C ha⁻¹ año⁻¹. Ordóñez *et al.* (2007a) en un estudio en el que se evaluó el cambio en las propiedades del suelo comparando el de un olivar en el que durante 6 años se aplicaron al suelo los restos de la poda, con otro olivar no labrado y mantenido con suelo desnudo, apreciaron un incremento del contenido de carbono orgánico de 6,4 t ha⁻¹ en los suelos cubiertos en los primeros 30 cm del perfil. Así mismo, Nieto *et al.* (2010) observaron como el COS de un suelo de olivar pasaba de 27,1 t ha⁻¹ en los primeros 10 cm de suelo a 113,6 t ha⁻¹ al aplicar durante 5 años restos de poda de olivar como cubierta vegetal. Los residuos de poda producidos por los principales cultivos leñosos (tabla 6) generan entre 1,2 y 2,8 t de Materia seca por hectárea. Los valores máximos se presentan en el viñedo mientras que el almendro da el menor rendimiento.

Tabla 6
Cantidad de materia seca (MS) de los residuos de poda de los principales cultivos leñosos de España, en relación con la distribución de superficie y producción.

Fuente: Elaboración propia a partir de MAGRAMA (2012), datos de superficies extraídos de MAGRAMA (2015).

Cultivo	Superficie (ha)	Producción (t)	MS (t)	Rendimiento (t MS ha ⁻¹)
Olivo	2.605.252	4.410.163	5.001.743	2,0
Viñedo	967.733	18.424.599	7.905.919	2,8
Almendro	695.847	195.704	620.786	1,2
Cítricos	299.518	8.873.683	665.208	1,7

Aproximadamente el 50% del peso de los residuos de cosecha es C, de ahí su importancia como fuente de carbono orgánico a suelos agrícolas (Crovetto, 2002). Si tenemos en cuenta este dato y consideramos el rendimiento de materia seca de poda que se genera en España por los principales cultivos leñosos que aparecen en la tabla y que representan el 89% del total de superficie estimada para estos cultivos (MAGRAMA, 2015), la descomposición de estos restos tendrían un potencial de liberar carbono de 3,85 t ha⁻¹. Las condiciones edafoclimáticas de la zona y el porcentaje de carbono de cada tipo de resto, modificaría el valor de este dato.

Los datos encontrados en la bibliografía sobre el aumento de COS con la aplicación al suelo de los restos de la poda varían entre 1,4 y 4,9 t C ha⁻¹ año⁻¹ dependiendo del tipo de residuo, de la cantidad esparcida en el suelo, de la duración del ensayo y de las características edafoclimáticas

de la zona. Si aplicáramos este tipo de práctica a la totalidad de la superficie de los principales cultivos leñosos en España (Figura 2), el incremento potencial del COS se acercaría a los 15 millones de toneladas. Mientras que si tenemos en cuenta toda la superficie con cultivos leñosos, se sobrepasaría dicha cifra. Esto último sin contar con la alta y duradera protección que ofrecen este tipo de residuos, que evitarán la salida de COS del sistema que se deriva de los procesos erosivos.

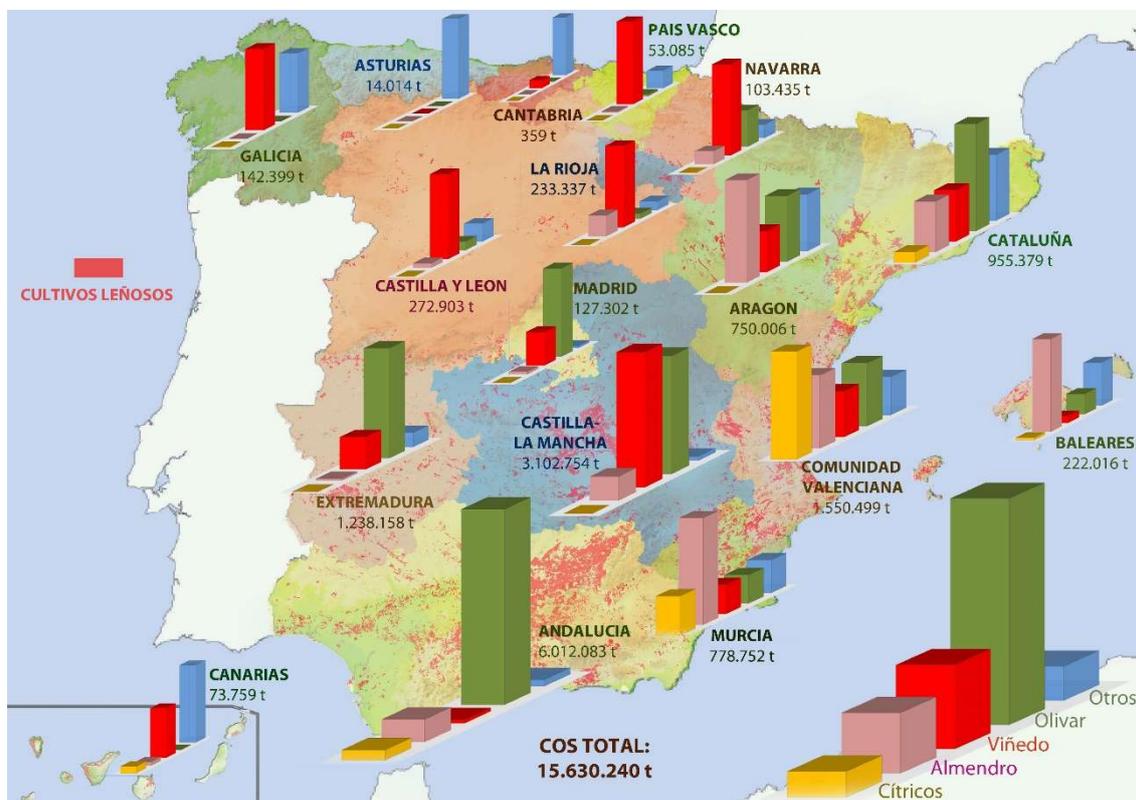


Figura 2. Potencial de fijación de COS partir de la aplicación de restos de poda en los principales cultivos leñosos y en la totalidad de la superficie con cultivos leñosos (entre paréntesis).

Valores expresados en toneladas de C por comunidad autónoma. Tamaño de gráficos por comunidades a escala orientativa por rangos según toneladas totales.

Elaboración propia a partir de tabla 2b y referencias de la tabla 2c, datos de superficie extraídos de la encuesta de superficies y rendimientos de cultivos, (MAGRAMA, 2015).

Residuos agrícolas herbáceos

El principal residuo de los cultivos herbáceos es la paja y los rastrojos. La mayor parte de la paja producida se destina a la ganadería, donde se utiliza para la alimentación o como lecho. Antes de establecerse las medidas contraincendios en los ámbitos rurales, la quema de la paja junto con los rastrojos en el campo era un procedimiento bastante frecuente en el campo español. Aunque con poca frecuencia, lamentablemente, la paja, tras su acondicionamiento físico, es incorporada al suelo.

También quedan los rastrojos, parte del vegetal que engloba los sistemas radicales y la parte de los tallos que queda por debajo del nivel de corte de las máquinas cosechadoras, que, en su totalidad, en la agricultura convencional, se enterrarán con las operaciones de preparación del

suelo para la siembra del cultivo siguiente, o quedan en el suelo con pequeña alteración, en los sistemas de agricultura de conservación, mínimo laboreo o siembra directa.

Otros posibles usos de la paja, aunque minoritarios son los siguientes: obtención de papel paja, obtención de glucosa y furfural, componente en la fabricación de tableros, aislante y material de relleno en materiales de construcción, cultivo del champiñón, empleo como combustible, obtención de estiércol artificial, agente de aireación y/o fuente de carbono para el compostaje de residuos pastosos o excesivamente ricos en nitrógeno.

La quema de rastrojos y de paja es una actividad poco defendible desde la óptica técnico-científica pero que ha sido bastante usual en el campo español. Vera (1988) estimó que la paja recolectada constituye el 50-70% de la producida, lo que coincide con el valor de 70% de paja que señala Urbano (2002). Como aspectos favorables de la quema se han citado los siguientes: destrucción de propágulos de malas hierbas, reducción de parásitos y patógenos, restitución de minerales al suelo, eliminación rápida del residuo, etc. Como desventajas se indica que deja el suelo descubierto al inicio de la temporada de lluvias, facilitando el proceso de erosión hídrica y degradación de los suelos; además se emite a la atmósfera una gran cantidad de compuestos como gases de efecto invernadero, gases tóxicos, y material particulado dañino para la salud humana. Asimismo, la quema de rastrojos afecta negativamente la fauna y la microflora del suelo, debido a la disminución de ingresos de materia orgánica al suelo, que es la principal fuente de alimento y energía para estos organismos; generalmente la pérdida de materia orgánica está asociada con bajos niveles de nutrientes en el suelo Ruiz *et al.* (2015).

La pluviometría de la zona, en cuanto a cuantía y distribución, la temperatura y el viento, que reseca el residuo potenciando su rotura en fragmentos pequeños más fácilmente descomponibles, son los aspectos meteorológicos que más influyen en la permanencia de los restos de cosecha (Cadisch, *et al.*, 1998, Ordóñez *et al.*, 2001). Los componentes del residuo que más influyen en su proceso de descomposición son la lignina, sustancia de difícil degradación y la relación Carbono/Nitrógeno. Así rastrojos de maíz y trigo, pobres en N y con alta relación C/N se descomponen y liberan nutrientes lentamente y otros como los de soja y girasol, ricos en N y con baja relación C/N se descomponen rápidamente y suministran gran cantidad de nutrientes durante los primeros estadios del cultivo (España *et al.*, 2006, Ordóñez *et al.*, 2005).

La incorporación al suelo o enterrado de pajas comporta un aporte importante de materia orgánica al suelo y su posterior humificación, mejorando el balance de humus tal y como se ha comentado anteriormente, con los numerosos efectos positivos que ello conlleva, y recicla de forma natural los nutrientes asimilados por los cultivos. Sin embargo, los residuos de cosecha de los cultivos dejados sobre la superficie del suelo normalmente persisten por más tiempo que los incorporados (Creus *et al.*, 1998) lo que genera una disponibilidad diferencial de nutrientes, en especial la de nitrógeno (Quemada y Cabrera, 1995). Por tanto, la velocidad de descomposición de los rastrojos sobre el suelo condiciona la secuencia de cultivos y la disponibilidad de nutrientes para éstos.

Solamente el carbono de la materia orgánica que se incorpora al suelo y que después sufrirá el proceso de humificación para transformarse en humus estable, puede considerarse carbono almacenado. En consecuencia, las plantas cultivadas pueden actuar como sumideros de CO₂ atmosférico, en cuanto generen materia orgánica que se incorpore en el suelo y pueda permanecer en él como humus estable durante un periodo más o menos largo de tiempo. Incluso,

hay que tener en cuenta que el humus estable, no lo es en términos absolutos, porque también está sometido a un proceso lento de mineralización que oxida los compuestos carbonados y devuelve CO₂ a la atmósfera. La velocidad de mineralización del humus estabilizado depende del manejo del suelo y de las condiciones ambientales, pero en la zona mediterránea se estima que varía entre el 1% y 3% anual (Urbano, 2002).

Dada la alta relación C/N de la paja, el enterrado conlleva inmovilización del nitrógeno del suelo, fenómeno que puede provocar “hambre de nitrógeno” en el siguiente cultivo. Este efecto negativo puede evitarse fácilmente aportando nitrógeno (de 6 a 12 kg por t de paja) a la paja en el momento de enterrarla. Los purines pueden ser un material muy interesante para esta finalidad, puesto que además de nitrógeno y otros nutrientes incorpora agua al suelo aumentando la humedad del residuo y del suelo y facilitando la descomposición de la paja.

Cualquier práctica de manejo dirigida a incrementar la producción cosechable, aumentarán indirectamente el carbono contenido en el suelo a través de del carbono orgánico aportado por los restos de cosecha. La tabla 7 resume algunas referencias bibliográficas con información sobre el contenido de C en los residuos de cultivos y el efecto en el COS.

Tabla 7.
Algunas referencias sobre el secuestro de C en cultivos y el efecto de los restos de cosecha sobre el COS.

Referencias	C en residuo y COS	Observaciones
Angers <i>et al.</i> (1995)	30% del C en residuo aportado al suelo	Residuos de maíz a una profundidad de 0-24 cm
Duiker y Lal (1999)	Aumento de 0,5 g C kg ⁻¹ de suelo anual	7 años aportando unas 16 t año ⁻¹ de restos
Freibauer <i>et al.</i> (2004)	700 kg C ha ⁻¹ en residuo	Basado en datos de Smith <i>et al.</i> (2000) en suelos de Europa
Janzen (2004)	500 kg C ha ⁻¹ en residuo	
Lal <i>et al.</i> (1998, 1999)	100-300 kg COS ha ⁻¹	
Lal (1999)	50-300 kg C ha ⁻¹ en residuo	Zonas semiáridas y tropicales
Ordóñez <i>et al.</i> (2007b)	500 kg C ha ⁻¹ liberado por residuo (102-167 kg COS ha ⁻¹)	Se libera 55-40% del C inicial del residuo
Tristram y Wilfred (2002)	120-200 kg COS ha ⁻¹	Con sistemas de rotaciones
Voroney <i>et al.</i> (1989)	20-30% del C en residuo aportado al suelo	El resto es devuelto a la atmósfera

Duiker y Lal (1999) mostraron como el contenido de C en el suelo aumentaba tras 7 años desde 9,1-9,4 g de C kg⁻¹ de suelo hasta 11,5-14,9 g de C kg⁻¹ de suelo o un ritmo anual de incremento de 0,5 g de C kg⁻¹ de suelo, tras aportar anualmente 16 t de restos vegetales. Estos mismos autores encontraron una relación lineal entre la tasa anual de restos vegetales aplicados al suelo y su contenido en carbono orgánico estableciendo una proporción de conversión de carbono

orgánico en los restos vegetales a carbono orgánico en el suelo que oscilaba entre el 8% para el caso del laboreo y el 10% para el no laboreo.

Son escasos los estudios de descomposición de restos de cosecha y de liberación de nutrientes por los residuos en España. Destacan los de Quemada (2004) y López *et al.* (2005), que estudiaron la descomposición de cereales (trigo, avena, cebada y centeno) y leguminosas (trébol) en condiciones de campo mediante bolsas y, más recientemente, los de Pleguezuelo *et al.* (2009), llevados a cabo en cultivos subtropicales, pero estos autores no han valorado el efecto de la evolución del residuo en la composición del suelo.

Ordóñez *et al.* (2007b), estudiaron, durante tres campañas agrícolas, la evolución y características del rastrojo depositado sobre un suelo arcilloso del Valle del Guadalquivir en el que se sigue la rotación leguminosa-cereal-girasol y como afecta su evolución temporal a la biomasa del rastrojo y a la capacidad de éste como fuente de carbono al suelo. Los resultados indicaron que la proporción de carbono liberado es similar para los tres residuos y se sitúa en torno a los 500 kg ha⁻¹. Con respecto al contenido inicial esta cifra supone una pérdida de carbono del 51% para guisante, 53% para trigo y de un 41% para el girasol que es el residuo que se descompone con mayor dificultad.

Voroney *et al.* (1989), indican que la mayoría del carbono liberado se pierde a la atmósfera en forma de CO₂ y sólo un 20-30% del C aportado por el residuo contribuye a aumentar el carbono orgánico del suelo. Si aplicamos este porcentaje a los resultados del estudio anterior, la fijación de carbono orgánico procedente del liberado por el residuo, oscilaría entre 103 a 155 kg de C ha⁻¹ para el guisante, de 102 a 153 kg de C ha⁻¹ para el trigo y de 111 a 167 kg de C ha⁻¹ para el girasol. Los resultados obtenidos también son coincidentes (100 a 300 kg de C ha⁻¹) con los estimados por Lal *et al.* (1998, 1999).

Urbano (2010), basándose en datos reflejados en Urbano (2002), realiza unos cálculos muy elementales del potencial de secuestro de C, para los residuos de cosecha generados en cuatro grupos de cultivos herbáceos alimentarios: tres de ellos, anuales (cereales de invierno, cereales de verano y remolacha), y el cuarto, como cultivo polianual (alfalfa). En el caso de los cereales de invierno, ha considerado la posibilidad de su cultivo en secano y en regadío, mientras que para los cereales de verano, remolacha y alfalfa, consideró solamente el cultivo en regadío por ser éste el método de cultivo más frecuente en la agricultura española. Los valores que se indiquen para los cereales de verano, se refieren a maíz. Así mismo, este autor considera, cómo ya se ha indicado anteriormente, que el carbono representa, aproximadamente, el 50% de la materia seca vegetal del residuo (tablas 8-12).

Cereales de invierno en secano y regadío

Para los cereales en secano se considera una cosecha de 3.000 kg de grano por hectárea, con una relación grano/paja/rastrojo de 1/0,7/0,3 y que el contenido de materia seca (MS) de todos ellos, es del 86%. Para los de regadío se considera una cosecha de 5.000 kg de grano por hectárea, con una relación grano/paja/rastrojo y un contenido de materia seca en el momento de la recolección, iguales a los señalados para el cultivo en secano (Urbano, 2002).

Tabla 8.
Cantidad de carbono incorporado al suelo por los restos de cosecha de los cereales de invierno, cultivados en secano. MS: Materia Seca.
 Fuente: Urbano (2010)

	Rendimiento		Potencial de C incorporado por los restos de cosecha
	kg ha ⁻¹	kg MS ha ⁻¹	kg C ha ⁻¹
Grano	3.000	2.580	
Paja	2.100	1.806	903
Rastrojo	900	774	387
TOTAL			1.290

Tabla 9
Cantidad de carbono incorporado al suelo por los restos de cosecha de los cereales de invierno, cultivados en regadío.
MS: Materia Seca.
 Fuente: Urbano (2010)

	Rendimiento		Potencial de C incorporado por los restos de cosecha
	kg ha ⁻¹	kg MS ha ⁻¹	kg C ha ⁻¹
Grano	5.000	4.300	
Paja	3.500	3.010	1.505
Rastrojo	1.500	1.290	645
TOTAL			2.150

Cereales de verano en regadío (maíz)

Se considera una cosecha de 12.000 kg de grano por hectárea, con una relación grano/cañas y hojas/rastrojo de 1/0,7/0,2 y que el contenido de materia seca de todos ellos, es del 85% (Urbano, 2002).

Tabla 10
Cantidad de carbono incorporado al suelo por los restos de cosecha de los cereales de verano, cultivados en regadío. MS: Materia Seca.
 Fuente: Urbano (2010)

	Rendimiento		Potencial de C incorporado por los restos de cosecha
	kg ha ⁻¹	kg MS ha ⁻¹	kg C ha ⁻¹
Grano	12.000	10.200	
Cañas y hojas	8.400	7.140	3.570
Rastrojo	2.400	2.040	1.020
TOTAL			4.590

Remolacha azucarera

Se considera una cosecha de 90.000 kg de raíces por hectárea, con el 24% de materia seca y 27.000 kg de cuellos y hojas, con el 15% de materia seca (Urbano, 2002).

Tabla 11
Cantidad de carbono incorporado al suelo por los restos de cosecha de la remolacha, cultivada en regadío.
MS: Materia Seca.
 Fuente: Urbano (2010)

	Rendimiento		Potencial de C incorporado por los restos de cosecha
	kg ha ⁻¹	kg MS ha ⁻¹	kg C ha ⁻¹
Raíces	90.000	21.600	
Cuellos y hojas	27.000	4.050	2.025
TOTAL			2.025

Alfalfa

Se considera una cosecha media anual, durante todo el ciclo vital de la alfalfa, de 14.000 kg de heno por hectárea y año, con el 85% de materia seca. Además, se contabilizan 1.500 kg ha⁻¹ de rastrojos por año de cultivo (materia seca 85%) y 2.000 kg de biomasa correspondiente a la parte proporcional por enterramiento del último corte (materia seca, 20%) (Urbano, 2002).

Tabla 12.
Cantidad de carbono incorporado al suelo por los restos de cosecha de alfalfa, cultivada en regadío.
MS: Materia Seca.
 Fuente: Urbano (2010)

	Rendimiento		Potencial de C incorporado por los restos de cosecha
	kg ha ⁻¹	kg MS ha ⁻¹	kg C ha ⁻¹
Heno	14.000	11.900	
Rastrojo	1.500	1.275	637
Último Corte	2.000	400	200
TOTAL			837

Basándonos en los datos de los trabajos anteriormente citados y los valores de superficie y producción de los principales cultivos herbáceos en España (MAGRAMA, 2015), podemos calcular el potencial de carbono que recibirían los suelos explotados para estos cultivos con el esparcimiento de los residuos que se generan en su cosecha (tabla 13).

Tabla 13
Potencial anual de C disponible de los residuos de cosecha de los principales cultivos herbáceos.
MS: Materia Seca.
 Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Urbano (2010), datos de superficies extraídos de MAGRAMA (2015).

Cultivo	Superficie (ha)	Producción (t)	MS Residuos(t)	Rendimiento (t MS ha ⁻¹)	Potencial de C disponible para el suelo (t ha ⁻¹)
Cereal invierno	5.995.563	14.926.943			
Paja			8.986.020	1,55	0,78
Rastrojo			3.851.151	0,67	0,34
Cereal verano	423.680	4.776.190			
cañas			2.841.833	6,79	3,40
Rastrojo			811.952	1,94	0,97
Leguminosa	386.587	450.538	114.598	0,25	0,13
Raíces y tubérculos	55.702	6.498.905	292.451	2,35	1,18
Girasol (*)	763.989	952.986	162.007	0,21	0,09

*Se ha cogido el girasol como representativo de los cultivos industriales, ya que en la bibliografía se dispone de datos de la cantidad de C liberada por sus residuos y porque su producción representa el 77% de la totalidad de este grupo de cultivos.

Considerando la suma de la superficie total en España para los cultivos indicados en la tabla 13 y el carbono incorporado al suelo con los restos que generan sus operaciones de cultivo reflejado en la tabla 2b, el valor de COS fijado en el suelo sería de 2,707 millones de toneladas al año en el caso de que sólo se dejaran en el suelo los rastrojos y de 8,751 millones de t año⁻¹ si además de los rastrojos se incorporaran al suelo la paja y las cañas (Fig. 3). Si tomamos toda la superficie española de cultivos herbáceos, la potencialidad alcanzaría 13,606 millones de t año⁻¹.



Figura 3. Potencial de fijación de COS a partir de la aplicación de restos de paja, cañas y rastrojos en los principales cultivos herbáceos y del total de la superficie española con cultivos herbáceos (entre paréntesis).

Valores expresados en toneladas de C por comunidad autónoma. Tamaño de gráficos por Comunidades Autónomas a escala orientativa por rangos según toneladas totales.

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de la tabla 13, la tabla 2b y referencias de la tabla 2c, datos de superficie extraídos de la Encuesta de superficies y rendimientos de cultivos (MAGRAMA, 2015).

En resumen, la adecuada gestión de la paja, cañas y rastrojos, puede conducir a un almacenamiento neto positivo de COS, que puede ser variable en función de la cantidad y características del residuo, de las condiciones agroclimáticas y de las técnicas de producción.

La cuantía y calidad de los restos de cosecha aplicada al suelo y la no alteración del mismo con las labores, es la clave para incrementar el efecto sumidero del suelo y mitigar el flujo de CO₂ a la atmósfera (Carbonell *et al*, 2011).

Resultados dados por Ibno-Namr y Mrabet (2004) en Marruecos y Basch *et al*. (2008) en Portugal, evidencia que la combinación de la siembra directa y el retorno de los residuos de la cosecha al suelo, aumenta el potencial de éste para incrementar sus niveles de COS, incluso en

las condiciones de relativamente baja producción de biomasa que se dan en la agricultura mediterránea de secano.

Según López-Bellido *et al.* (2010), con el fin de mantener el nivel de COS, la cantidad de biomasa de residuos devuelta al suelo debe ser superior a 2,23 y 1,93 t C ha⁻¹ año⁻¹ para no laboreo y laboreo tradicional, respectivamente. De hecho, según estos mismos autores, en un período de 20 años, la concentración de COS en los suelos no labrados era el doble que la estimada en los suelos sometidos a las prácticas de laboreo tradicionales.

2.2.4- Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles: Cambios en la gestión de suelos

Introducción

España sigue las directrices del IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) para el cálculo de los cambios en las existencias de carbono y las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero (GEI) en el sector LULUCF, basándose en los siguientes documentos:

- Orientaciones revisadas de 2013 sobre buenas prácticas y métodos suplementarios que emanan del Protocolo de Kioto (2013 Revised Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol), Guía Suplementaria KP 2013.
- Directrices del IPCC de 2006 para los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero (2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories), referida como Guía IPCC 2006.
- Guía de Buenas Prácticas para el Uso de la Tierra, el Cambio de Uso de la Tierra y la Silvicultura (Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry, 2003), GPG-LULUCF 2003 de IPCC.

Por otra parte, España, al ser parte del Protocolo de Kioto (KP), además de la Convención marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático, debe presentar la información complementaria requerida en el artículo 7 de dicho Protocolo y la información requerida según el Reglamento (UE) 525/2013 relativo a un mecanismo para el seguimiento y la notificación de emisiones de gases de efecto invernadero y para la notificación, a nivel nacional o de la Unión, de otra información relevante para el cambio climático, así como el Reglamento de Ejecución (UE/749/2014) de dicho Reglamento . Para facilitar la transparencia en la estimación de las emisiones/absorciones y en las comparaciones de las estimaciones entre LULUCF-KP y LULUCF-Convención, en el Inventario español se han desagregado los usos del suelo de la Convención anteriormente definidos en “sub-clases”, que se corresponden con particularidades en la estimación de las emisiones/absorciones o en su tratamiento en LULUCF-KP.

En la tabla siguiente se muestra las diferentes categorías de uso del suelo y una síntesis de la serie temporal 1990-2014 de emisiones (+) y absorciones (-) de CO₂-eq estimadas, que vienen recogidas en el Inventario Nacional de Emisiones en su informe de abril de 2016.

Tabla 1.

Serie temporal de emisiones (+) y absorciones (-) de CO₂ en cada tipo de uso de suelo.

Fuente: Inventario Nacional de Emisiones de gases de efecto invernadero 1990-2014, Edición 2016.

Año	1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008
4A - Tierras forestales	-23.211	-25.111	-32.288	-34.280	-35.331	-34.881	-35.029
4B - Tierras de cultivo	-942	855	-53	1.447	-974	2.875	2.891
4C - Pastizales	371	179	298	727	644	593	642
4D - Humedales	33	-3	-40	-80	-75	-78	-78
4E - Asentamientos	395	529	663	1.076	1.112	1.141	1.191
4F - Otras tierras	25	85	146	133	133	133	133
4G - Productos madereros	-2.037	-2.230	-3.387	-3.289	-3.858	-2.792	-2.242
Total CO₂-eq (Gg)	-25.366	-25.696	-34.663	-34.266	-38.348	-33.010	-32.492
Emisiones	824	1.648	1.106	3.383	1.890	4.741	4.857
Absorciones	-26.190	-27.344	-35.769	-37.649	-40.237	-37.751	-37.349

Año	2009	2010	2011	2012	2013	2014
4A - Tierras forestales	-35.067	-35.062	-34.998	-34.853	-34.788	-34.295
4B - Tierras de cultivo	831	-116	645	2.132	300	99
4C - Pastizales	972	931	1.268	1.657	1.328	1.637
4D - Humedales	-79	26	34	41	-10	-3
4E - Asentamientos	1.219	1.147	1.162	1.176	1.190	1.205
4F - Otras tierras	133	121	109	97	85	73
4G - Productos madereros	-409	-396	-267	-49	-215	-217
Total CO₂-eq (Gg)	-32.399	-33.349	-32.049	-29.799	-32.109	-31.501
Emisiones	3.156	2.226	3.217	5.102	2.903	3.014
Absorciones	-35.555	-35.575	-35.266	-34.902	-35.013	-34.515

En el presente informe se valorará, dentro del apartado de tierras de cultivo, la variación en los niveles de carbono del suelo que se pueden derivar del cambio en la gestión del mismo, tanto en cultivos herbáceos como leñosos. De toda la superficie agrícola, que representa un porcentaje muy elevado de la superficie del territorio nacional (en torno al 40% en 2014), la mayor parte se encuentra en balance neutro de C, como consecuencia de las prácticas habituales de la gestión agrícola (MAGRAMA; 2016). No obstante, determinadas prácticas como son: las prácticas de gestión conservadoras del suelo en cultivos leñosos y herbáceos y el manejo ecológico que sí dan origen a variaciones en los depósitos de C, serán objeto de valoración en este capítulo.

Globalmente, los depósitos de carbono en el suelo superan los de la vegetación (en tierras de cultivo 128 frente a 3 Gt C según WBGU, 1998) por lo que los cambios en los depósitos de carbono del suelo son por lo menos tan importantes como los cambios que se puedan producir en los depósitos en la vegetación. De acuerdo con las estimaciones aportadas por el Grupo de Trabajo sobre Sumideros de Carbono y Agricultura (ECCP, 2004b), el potencial de fijación de CO₂ de los suelos agrícolas en la EU-15 es de 60 a 70 millones de t al año, lo que supone del 1,5 al 1,7% de las emisiones antropogénicas de CO₂ y constituiría el 19-21% de la reducción total del 20% respecto de las emisiones de 1990 a las que se ha comprometido el conjunto de la Unión Europea para el periodo 2013-2020.

La Unión Europea, a través de la PAC se ha esforzado en cambiar este modelo insostenible de laboreo tradicional hacia un sistema sostenible. Algunos aspectos relacionados con la protección del suelo fueron incluidos en la política agrícola comunitaria desde la introducción del concepto de sostenibilidad en el año 2003 enmarcados dentro de las "Good Agricultural and Environmental Conditions" (GAEC). Así, la nueva propuesta de desarrollo rural, incluye los objetivos del manejo

sostenible de los recursos naturales y la adaptación y mitigación del cambio climático, promoviendo aquellos tipos de manejo de suelo que favorezcan el secuestro de carbono tanto en agricultura como en silvicultura. Se espera que el “greening” del primer pilar de la PAC 2020 mejore la situación, en particular en relación con el problema de la erosión y el contenido en materia orgánica del suelo. Pero la realidad es que la mayoría de los agricultores siguen utilizando los sistemas de labranza convencional (MAGRAMA, 2015).

La materia orgánica está compuesta básicamente por carbono y es ampliamente reconocida como un compuesto estabilizador de la estructura del suelo y un reservorio de nutrientes para las plantas (Carbonell *et al.*, 2010). Durante la segunda mitad del siglo XX la intensificación de sistemas agrícolas, especialmente del laboreo del terreno, provocaron un importante descenso del carbono orgánico del suelo (Izaurre *et al.*, 2001; Sperow *et al.*, 2003; Triplett y Dick, 2008). La cantidad global de carbono acumulada en el suelo en el mundo se estima en alrededor de 2500 Gt, de las cuales un 62% se encuentra de forma orgánica (COS) y el resto en forma de carbono inorgánico. Esta reserva supera en 2 veces a la de la atmósfera (760 Gt) y en 2.8 veces a la de la masa biótica (560 Gt). Se estima que debido a las malas prácticas se ha perdido del suelo entre 55 y 78 Gt de carbono, que se corresponde con su capacidad potencial como sumidero de este elemento. Aunque, la capacidad real de almacenar carbono del suelo se encuentra entre un 50 y 66% de su capacidad potencial (Lal, 2004).

El Carbono orgánico del suelo (COS), participa en cuatro grandes servicios ecosistémicos que son la resistencia de los suelos a la erosión, su capacidad de retención de agua, su fertilidad para las plantas y su biodiversidad. Mínimas evoluciones de las reservas de carbono del suelo generan efectos muy significativos tanto en la productividad agraria como en el ciclo mundial de los gases de efecto invernadero. Por tanto, preservar el carbono orgánico del suelo, restaurar y mejorar los suelos agrícolas degradados y, de forma general, incrementar el carbono en los suelos son los principales integrantes del triple desafío de la seguridad alimentaria, la adaptación de los sistemas alimentarios y poblaciones a los efectos del cambio climático y la atenuación de las emisiones antropogénicas.

El secuestro de carbono requiere transferir carbono atmosférico a almacenes de manera que no se vuelva a emitir de forma inmediata, y dado que el tiempo medio de degradación de la materia orgánica en el suelo es del orden de siglos, incluso milenios (Paul *et al.*, 1997; Torn *et al.*, 1997), aumentar el COS mediante prácticas de manejo de suelo adecuadas es una opción interesante, ya que la estrategia de secuestrar carbono en el suelo es eficaz económica y medioambientalmente.

El 24% de los suelos mundiales están degradados a diversos grados, y, de estos, casi la mitad son suelos agrícolas (Bai *et al.*, 2008). En estos suelos, los motivos que provocan la disminución del contenido de COS debido a su mineralización son varios, asociados por norma general al laboreo del terreno: aireación del perfil del suelo; disgregación, disminución, e inestabilidad de los agregados; aumento de la proporción de macroporos frente a microporos y severa reducción del aporte de restos orgánicos (Lal y Kimble, 1998; Jones *et al.*, 2004; Bronick y Lal, 2005; Pulleman *et al.*, 2005). Todo ello reduce de manera importante la fertilidad y productividad del terreno e incrementa el contenido de CO₂ en la atmósfera, al emitirse debido a la oxidación del COS.

Otro aspecto importante que afecta negativamente y de forma significativa a la pérdida de COS es la erosión. Las pérdidas de suelo por erosión van de 1 a 10 t ha⁻¹ año⁻¹, y en casos extremos

hasta 50 t ha⁻¹ año⁻¹ (Lal y Kimble, 1998), lo que representa a nivel global una pérdida de carbono de 150 a 1500 t año⁻¹ (Gregorich *et al.*, 1998). En este sentido, algunos estudios indican grandes pérdidas de suelo en cultivos leñosos, como Laguna y Giráldez (1990) que estimaron unas pérdidas anuales en olivar entre 60 y 105 t ha⁻¹ año⁻¹, estudios posteriores proveen valores algo menores: 41,4 (Bruggeman *et al.*, 2005), 21,5 (Gómez y Giráldez, 2007) y 19 t ha⁻¹ año⁻¹ (Gómez *et al.* 2009) en parcelas manejadas con laboreo convencional. Ratios de erosión muy por encima de los considerados como tolerables (Montgomery, 2007). Sin embargo, no sólo se ha de tener en cuenta la pérdida de suelo, ya que asociado al sedimento se transporta una gran cantidad de carbono orgánico (Márquez *et al.*, 2013; Martínez-Mena *et al.*, 2008), con un elevado potencial contaminante de la atmósfera y las aguas superficiales (Zhang *et al.*, 2006). Se estima que las emisiones mundiales de dióxido de carbono (CO₂) asociadas a la erosión se encuentran entre las 0,8-1,2 Gt año⁻¹ (Lal, 2003).

La Figura 1 muestra la correlación observada por Márquez *et al.* (2013), en un estudio realizado durante cuatro años, para cuantificar la eficacia de las cubiertas vegetales como método para potenciar la capacidad del suelo como sumidero de carbono en olivares de secano en climas semiáridos del Sur de España. Estos autores comprobaron que la erosión se redujo en un 80,5% de media y la pérdida de C asociado al sedimento en un 67,7%. Además, el COS experimentó para la profundidad muestreada, 0-25 cm, un incremento medio de un 38,1% respecto al laboreo, siendo este aumento mucho más acentuado en los 10 primeros centímetros de suelo, donde alcanza el 47,5%.

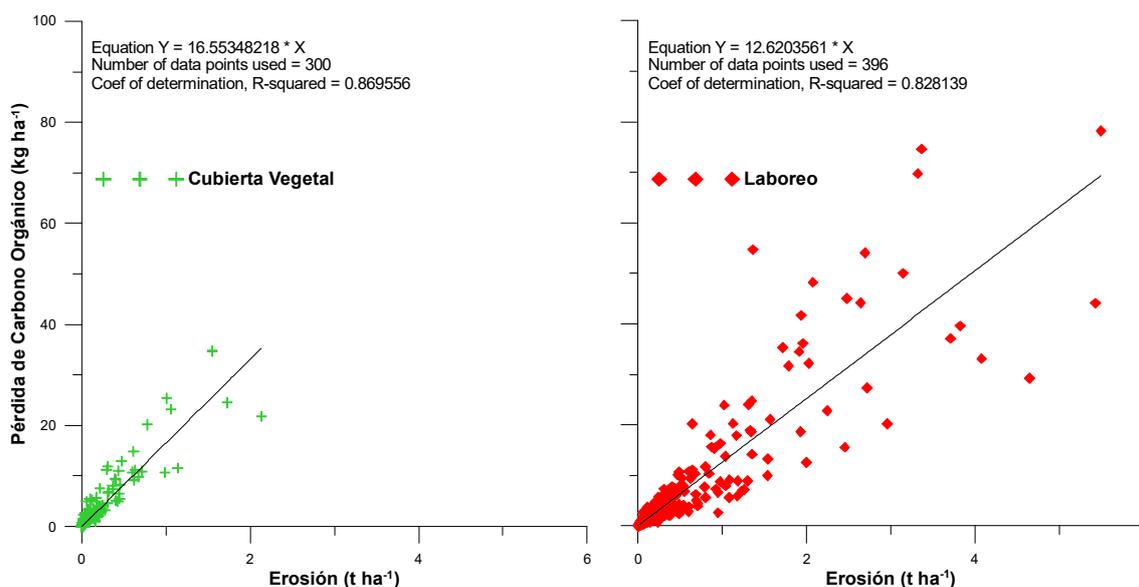


Figura 1. Correlaciones entre la erosión y la Pérdida de carbón orgánico absorbido en el sedimento para los diferentes campos experimentales y años de estudio.

Fuente: Márquez *et al.* (2013).

Visto lo anterior, el secuestro de carbono por parte de los suelos agrícolas es un factor esencial a tener en cuenta en el diseño de futuras estrategias. La agricultura actual debe dirigirse hacia una gestión del suelo que mejore el contenido en materia orgánica y propicie la captura de carbono en los suelos, mediante la implementación de praxis agrarias adaptadas a las condiciones locales y ambientales, sociales y económicas, como las que propone la agroecología, la agricultura de conservación y la rotación de cultivos. Sin embargo, conviene tener en cuenta que, siendo este sistema de producción una verdadera alternativa de la agricultura para la mitigación del cambio climático, se han de valorar las dificultades que

acarrearía en la actualidad, una implantación a gran escala de algunas de estas prácticas características de este modelo de producción en nuestra agricultura.

En definitiva, cualquier práctica que aumente la toma de carbono atmosférico por la planta y ralentice su liberación en forma de CO₂ atmosférico o por erosión del suelo, incrementará el sumidero de carbono en el suelo. En general, el secuestro de carbono en el suelo será favorecido siempre que se empleen prácticas agrarias que aumenten la entrada de carbono en el suelo o disminuyan su pérdida (Aguilar et al., 2013), por tanto con prácticas:

1. Que minimicen la erosión de los suelos, por ejemplo reduciendo en lo posible la frecuencia e intensidad de las tareas de labranza y de los periodos de barbecho y fomenten la protección del suelo.
2. Que maximicen la cantidad de residuo agrícola que retorna al suelo, fomentando prácticas como la rotación de cultivos herbáceos, el establecimiento de cubiertas entre las calles de cultivos perennes o mediante la aplicación controlada de enmiendas orgánicas.
3. Que maximicen la eficiencia de uso de agua y nutrientes por los cultivos. Por ejemplo, mediante el uso de variedades de cultivo mejoradas y de sistemas de riego más eficientes.

A continuación se comentan algunos cambios en la gestión del suelo que derivan en prácticas agrícolas que aumentan el potencial del suelo para incrementar sus niveles de carbono orgánico.

Agricultura de Conservación

El uso de la labranza tradicional en agricultura ha generado una situación poco favorable desde el punto de vista de la conservación de los recursos productivos, implicando un especial deterioro del recurso suelo. El aumento de población, que incrementa la demanda de recursos, junto con la mayor accesibilidad a las fuentes de energía, ha llevado a prácticas tales como la agricultura intensiva, en la que los únicos objetivos son la máxima producción y el mínimo coste evaluados a corto plazo, aún cuando ello implique un deterioro excesivo, si no irreversible de los ecosistemas (Ordóñez *et al.*, 2007a). El suelo agrícola ha estado expuesto a una explotación intensiva y a veces poco racional, teniendo como consecuencia directa un acelerado avance de erosión, pérdida de tierras de cultivo, contaminación, desertificación y una significativa disminución de los rendimientos productivos (Maturana *et al.*, 2005).

La agricultura convencional ha causado una importante disminución de la materia orgánica y de la calidad del suelo, en general, debido a que muchos sistemas agrícolas pierden el carbono a través de oxidación y erosión, con intensidades mayores que las de estabilización y fijación (Campbell y Souster, 1982). La materia orgánica de la mayoría de los suelos agrícolas europeos está disminuyendo como consecuencia de la agricultura intensiva que se practica (EEA, 1998). Ordóñez *et al.* (2007a) observaron que tras más de 19 años de laboreo continuado, provocaron un descenso del contenido de materia orgánica del 18 % en los 20 cm más superficiales de un vertisol en la Vega de Carmona (Sevilla).

Algunas de las técnicas de cultivo actuales limitan u omiten por completo el uso del laboreo, se habla de "Agricultura de Conservación" (AC). Se define como un sistema de producción agrícola sostenible que comprende un conjunto de prácticas agronómicas adaptadas a las exigencias del cultivo y a las condiciones locales de cada región, cuyas técnicas de cultivo y de manejo de suelo

lo protegen de su erosión y degradación, mejoran su calidad y biodiversidad, contribuyen a la preservación de los recursos naturales agua y aire, sin menoscabo de los niveles de producción de las explotaciones (Gonzalez-Sanchez *et al.*, 2015). Se trata de un sistema que se caracteriza por la mínima alteración física del suelo (no laboreo), la permanencia de una cobertura sobre la superficie que mantenga al suelo protegido y la rotación de cultivos (FAO, 2014). La AC combina una producción agrícola rentable con la protección del medio ambiente y la sostenibilidad; es capaz de funcionar en un amplio rango de zonas ecológicas y sistemas de cultivo y forma la base para una intensificación sostenible de la producción agraria. La AC facilita además la integración de otros sectores de producción, como la combinación entre cultivos y ganadería y la integración de árboles y pasturas en el paisaje agrícola (Kassam *et al.*, 2012).

Las principales técnicas de AC son la siembra directa en cultivos herbáceos y las cubiertas vegetales en cultivos permanentes. Son diversos los trabajos que han demostrado la efectividad de estas técnicas para reducir la escorrentía y la pérdida de suelo (Francia *et al.*, 2006; Ordóñez *et al.*, 2007b; Gómez *et al.*, 2009), mejorar el balance hídrico del cultivo (Durán-Zuazo *et al.*, 2009; Alcántara *et al.*, 2011), reducir la contaminación de aguas superficiales (Franklin *et al.*, 2007; Ordóñez *et al.*, 2007b), incrementar el contenido de COS (Moreno *et al.*, 2009; Carbonell *et al.*, 2010; Sombrero y de Benito, 2010), reducir el consumo de combustible (Holland, 2004; Sánchez-Girón *et al.*, 2007) y mejorar la eficiencia energética de los cultivos (Zentner *et al.*, 2004; Moreno *et al.*, 2011; Omar-Ferraro, 2012), lo que las posiciona como un sistema de manejo de suelo de gran importancia para luchar contra el cambio climático, como ha sido puesto de manifiesto en diversos documentos a nivel mundial y europeo.

La Agricultura de Conservación introduce cambios importantes en la dinámica del C del suelo y favorece el secuestro del mismo (Follet, 2001). Los restos de cosecha sobre la superficie y la no alteración mecánica del suelo, trae como consecuencia directa una reducción en la tasa de descomposición de los rastrojos, una disminución de la mineralización de la materia orgánica del suelo, debido a una menor aireación y menor accesibilidad de los microorganismos a la misma, y un incremento del carbono del suelo.

Por tanto, la disminución del laboreo reduce y ralentiza la descomposición de los restos vegetales, consiguiéndose un almacenamiento del CO₂ atmosférico (fijado en la estructura del cultivo y devuelto al suelo en forma de resto vegetal) en el suelo. De esta manera, el suelo tendrá la función de almacén de CO₂ atmosférico ayudando así, a mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero generadas por otras actividades (Reeves, 1997).

En España, diferentes grupos de investigación han realizado estudios para evaluar los beneficios de los sistemas de Agricultura de Conservación sobre la fijación de carbono atmosférico. No obstante, es complicado dar un valor único de fijación asociado a las distintas técnicas conservativas ya que la magnitud de la respuesta de los sistemas de Agricultura de Conservación al secuestro de carbono, varía considerablemente en función de las condiciones edafológicas y climáticas de la zona. En un experimento a largo plazo localizado al noroeste de España, López-Bellido *et al.* (2010) estimaron un incremento de COS en el horizonte superficial (0-10 cm) con las técnicas de siembra directa por una mayor cantidad de residuos en superficie y también un descenso de las emisiones de CO₂. En la zona central, López-Fando *et al.* (2007) indican un 13% más de COS en los suelos no labrados respecto del manejo convencional, hasta los 30 cm de profundidad. También Ordóñez-Fernández *et al.* (2007a) en la zona sur evaluaron un 20% más de COS bajo no laboreo hasta los 26 cm de profundidad.

La mayoría de los trabajos relativos a este tema realizados por equipos de investigación españoles, se han incluido en tres meta-análisis realizados por: Álvaro-Fuentes y Cantero Martínez (2010), que valoraron las experiencias realizadas en 8 estudios del territorio nacional en condiciones de secano; González-Sánchez *et al.* (2012), en el que se han revisado 29 referencias sobre estudios realizados en el territorio nacional; y el realizado por Aguilera *et al.* (2013), en el que los artículos revisados han sido 79 y los estudios son a nivel mundial en zonas de clima mediterráneo. En las revisiones realizadas por estos autores se ha valorado el incremento de carbono en el suelo promovido por las prácticas de manejo conservativo (siembra directa, laboreo reducido y cubiertas vegetales) respecto al manejo convencional.

En la mayor parte de los trabajos revisados resaltan el efecto beneficioso de las técnicas de AC en el secuestro del carbono atmosférico. Álvaro-Fuentes y Cantero Martínez (2010) indican un incremento en el carbono secuestrado de 0,23 y 0,08 t ha⁻¹ año⁻¹ para la siembra directa y el laboreo reducido respectivamente, respecto al laboreo convencional. González-Sánchez *et al.* (2012), distinguen entre zonas climáticas dentro del territorio nacional, estableciendo un incremento de la capacidad de fijación de C de 0,72 t ha⁻¹ año⁻¹ de los suelos en no laboreo de clima mediterráneo continental y de 0,29 t ha⁻¹ año⁻¹ para los suelos de clima mediterráneo marítimo, respecto del manejo convencional. Estos valores están en consonancia con los estimados por Aguilera *et al.* (2013) que sitúan la tasa de secuestro de carbono en 0,44 t ha⁻¹ año⁻¹ en suelos de clima mediterráneo.

La eficacia del mínimo laboreo, respecto del convencional, en mejorar los niveles de COS no es tan evidente como en el caso anterior. Los autores anteriormente indicados, valoran la tasa de incremento de COS en -0,01 t ha⁻¹ año⁻¹ en suelos bajo clima mediterráneo continental, 0,43 t ha⁻¹ año⁻¹ en suelos en clima mediterráneo marítimo (González-Sánchez *et al.*, 2012) y en 0,32 t ha⁻¹ año⁻¹ en suelos de clima mediterráneo a nivel mundial (Aguilera *et al.*, 2013).

Respecto a las técnicas de AC en cultivos leñosos, y concretamente a la que se refiere a la protección por establecimiento de cubiertas vegetales entre las hileras de árboles, González-Sánchez *et al.* (2012), en base a los trabajos revisados, indican una tasa de fijación superior en 1,59 t ha⁻¹ año⁻¹ a la del manejo convencional y Aguilera *et al.* (2013) indica un valor intermedio de 0,27 t ha⁻¹ año⁻¹. En este apartado hay que indicar que en ninguno de los trabajos consultados se aplicaban restos de poda, que la mayoría de las cubiertas vegetales eran de hierba espontánea y que ha tenido mucha influencia el tiempo de duración del ensayo.

Dado el carácter del presente estudio, enmarcado en la Iniciativa 4 por 1000, donde se pretende fomentar la migración de sistemas convencionales a otros que incrementen el COS con respecto a niveles actuales, el potencial de fijación seleccionado para realizar los cálculos es el resultante de los estudios basados en la transición de convencional a AC.

Tabla 2
Superficie actual cultivada en España bajo técnicas de Agricultura de Conservación y Potencial de fijación de CO₂ respecto a las técnicas agrarias convencionales.

Fuente: Elaboración propia, en base a los valores indicados en González-Sánchez et al. (2012) y la superficie con esta técnica extraída de MAGRAMA (2015b).

Práctica Agrícola	Cuantificación del aumento de COS(*) (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Superficie (ha)	CO ₂ evitado (t año ⁻¹)
Siembra directa	0,85	619.373	1.193.134
Laboreo mínimo (**)	0,11	1.858.119	749.441
Cubiertas vegetales	1,54	1.275.888	7.211.064
TOTAL			9.892.639

*Valores medios de estudios realizados con datos de fijación hasta 10 años.

**En el caso del laboreo reducido, estimaciones propias de la AEAC.SV sugieren la cifra para 2015.

El potencial sobre el CO₂ evitado se obtiene multiplicando el COS por el coeficiente 3,67, que resulta de la relación de pesos moleculares del CO₂ y C (44/12). La Figura 2 representa el COS almacenado debido a la AC en su vertiente de técnicas adaptadas a cultivos leñosos o herbáceos.

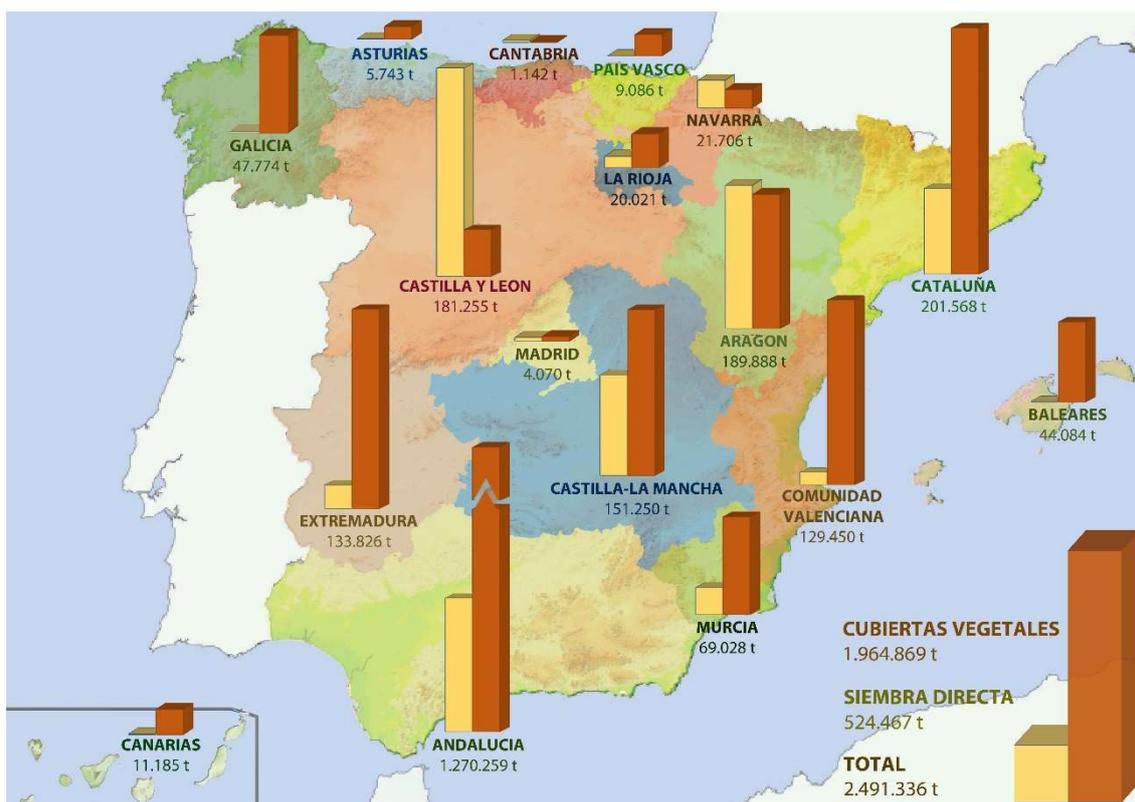


Figura 2. Estimación de la cantidad de COS almacenado actualmente en los suelos en cultivos leñosos (cubiertas vegetales) y cultivos herbáceos (siembra directa) debido a la Agricultura de Conservación.

Tamaño de gráficos por CC.AA. a escala orientativa por rangos según toneladas totales.

Fuente: elaboración propia en base a los trabajos de González-Sánchez et al. (2012); superficies extraídas de MAGRAMA (2015a y 2015b).

Se representan a continuación mapas de potencial de incremento en la fijación de C de la siembra directa si se emplease esta técnica en toda la superficie de cultivos herbáceos (Fig. 3) y de potencial de las cubiertas vegetales en cultivos leñosos (Fig. 4) si se implantaran en toda la superficie de leñosos en el territorio nacional. Para la cuantificación del COS con siembra directa, se han considerado valores distintos en la zona mediterránea marítima y la zona mediterránea continental, de acuerdo con González-Sánchez *et al.* (2012), y se ha tomado el valor medio para la zona atlántica.



Figura 3. Comparación de la fijación de COS que actualmente se produce en cultivos herbáceos en siembra directa, respecto a la fijación potencial que se produciría si toda la superficie de herbáceos en España empleara esta técnica.

Valores expresados en toneladas de C por comunidad autónoma. Tamaño de gráficos por CC.AA. a escala orientativa por rangos según toneladas totales.

Fuente: elaboración propia en base a los trabajos de González-Sánchez *et al.* (2012); superficies extraídas de MAGRAMA (2015a y 2015b).



Figura 4. Comparación de la fijación de COS que se produce actualmente en cultivos leñosos con cubiertas vegetales respecto a la fijación potencial que se produciría si se implantaran en toda la superficie nacional de cultivos leñosos.

Valores expresados en toneladas de C por comunidad autónoma. Tamaño de gráficos por CC.AA. a escala orientativa por rangos según toneladas totales.

Fuente: elaboración propia en base a los trabajos de González-Sánchez *et al.* (2012); superficies extraídas de MAGRAMA (2015a y 2015b).

Agricultura Ecológica

La agricultura ecológica (AE) se encuentra regulada legalmente en España desde 1989, en que se aprobó el Reglamento de la Denominación Genérica "Agricultura Ecológica", que fue de aplicación hasta la entrada en vigor del Reglamento (CEE) 2092/91 sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios.

Actualmente, **desde el 1 de enero de 2009**, fecha en que ha entrado en aplicación, la producción ecológica se encuentra regulada por el **Reglamento (CE) 834/2007 el Consejo sobre producción y etiquetado de los productos ecológicos y por el que se deroga en el Reglamento (CEE) 2092/91** y por los Reglamentos: R(CE) 889/2008 de la Comisión, por el que se establecen disposiciones de aplicación del R(CE) 834/2007 con respecto a la producción ecológica, su etiquetado y control y R(CE) 1235/2008 de la Comisión por el que se establecen las disposiciones de aplicación del R(CE) 834/2007, en lo que se refiere a las importaciones de productos ecológicos procedentes de terceros países (MAGRAMA, 2015d).

El Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2015d) la define como un compendio de técnicas agrarias que excluye normalmente el uso, en la agricultura y ganadería, de productos químicos de síntesis como fertilizantes, plaguicidas, antibióticos, etc., y utilizar

organismos genéticamente modificados, con el objetivo de preservar el medio ambiente, mantener o aumentar la fertilidad del suelo y proporcionar alimentos con todas sus propiedades naturales. En la Unión Europea y más concretamente en España, se están llevando a la práctica diversos planes de actuación que tienen por objetivo el fomento de este tipo de producción, que se considera que da respuesta en un doble sentido a las exigencias sociales, en cuanto a que produce alimentos de calidad de un modo respetuoso con el entorno (Rosati y Aumaitre, 2004).

En los últimos años, estamos asistiendo a un desarrollo de la AE al que ha contribuido la creciente toma de conciencia por parte de los consumidores de las cuestiones relacionadas con la seguridad alimentaria y los problemas medioambientales. Aunque en 2000 sólo representaba el 3 % del total de la superficie agrícola útil (SAU) de la UE, la agricultura ecológica se ha convertido de hecho en uno de los sectores agrarios más dinámicos dentro de la Unión Europea. Entre 1993 y 1998, dicho sector creció anualmente alrededor de un 25 % y se estima que, desde 1998, su crecimiento se ha cifrado en un 30 % anual. España reúne condiciones para el desarrollo de este tipo de agricultura por su favorable climatología y los sistemas extensivos de producción que se aplican en un gran número de cultivos. La Fig. 5 muestra la evolución de la producción agrícola hasta 2014 (MAGRAMA, 2015c).

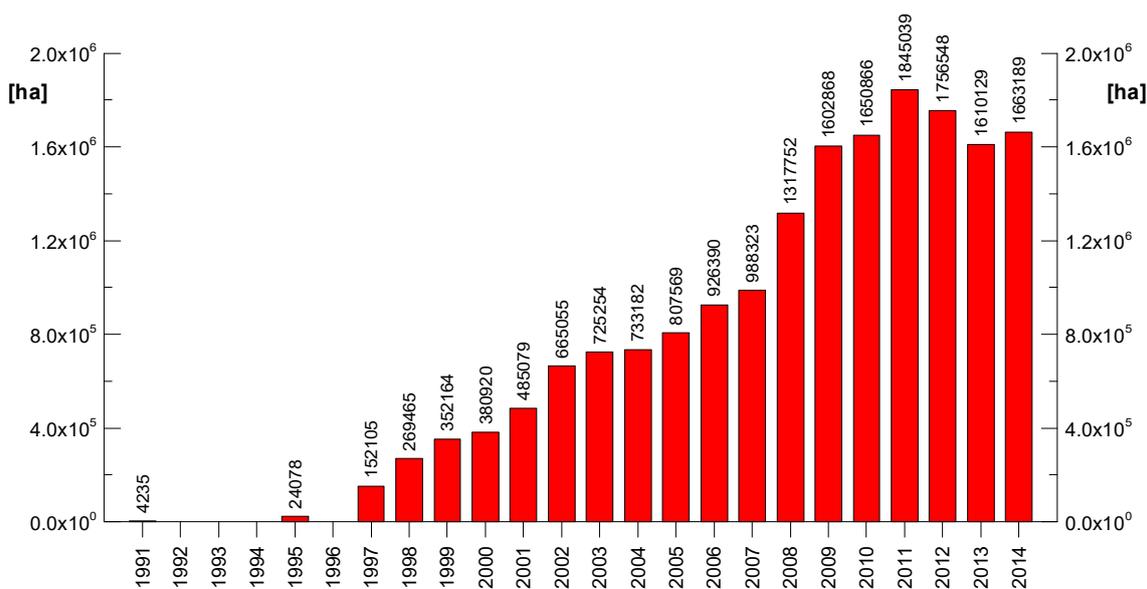


Figura 5. Evolución de la superficie (ha) en producción ecológica en España desde 1991 a 2014.

Fuente: MAGRAMA (2015c). A partir del año 2012 se excluyen de los totales el apartado "Otras superficies" para homologarlo con datos de Eurostat.

La AE contribuye al ciclo de carbono de diversas formas: cerrando los ciclos de nutrientes, autoabasteciendo de recursos e insumos y utilizando recursos locales; manteniendo las características físico-químicas de los suelos; reduciendo la erosión gracias a la utilización de cubiertas vegetales y setos; utilizando un mayor porcentaje de fuentes energéticas renovables y un menor consumo directo de combustible fósil (maquinaria y mano de obra) e indirecto (evita usar productos que requieren alto coste energético en su fabricación como fertilizantes de síntesis, herbicidas, entre otros).

En definitiva, muchas de las prácticas agrícolas que definen la AE, como son el uso de enmiendas orgánicas, los abonos verdes, el aprovechamiento de suelos poco productivos, la protección del suelo por el uso de cubiertas vegetales, son manejos agrarios que van a favorecer el incremento del carbono orgánico del suelo. Algunos autores, como Smith (2007), indican que la AE puede reducir sensiblemente las emisiones de CO₂ al tratarse de un sistema permanente de producción sostenida, evitando el obligado desplazamiento de cultivos por agotamiento del suelo (Kotschi y Müller-Säman, 2004). Asimismo, en sistemas intensivos agrícolas, el uso de combustibles fósiles en el balance energético es significativamente mayor en la agricultura convencional (utiliza un 50% más de energía según Mäder *et al.*, 2002). Esto es así debido fundamentalmente al ahorro energético que supone el mantenimiento de la fertilidad del suelo mediante inputs internos (rotaciones, abonos verdes, cultivo de leguminosas, etc.), la ausencia del uso de fitosanitarios y fertilizantes de síntesis y los bajos niveles de la externalización en la alimentación del ganado.

Por lo que respecta al secuestro de CO₂ en suelo y vegetación, el IPCC (2000) reconoce que la mejora del uso de las tierras de cultivo puede suponer significativas ganancias en la captación de carbono. Algunas estimaciones conservativas apuntan que el potencial anual de secuestro de C por los sistemas ecológicos se sitúa entre 2,4-4,0 Gt equivalentes de CO₂, mientras que otras elevan este rango a 5,5-11,7 Gt (Alonso, 2012). Otros trabajos como los de Smith (2004) o los de SEAE (2006) indican que la eficiencia de captación de carbono en sistemas de producción ecológica es de 41,5 t de CO₂ por hectárea, mientras que en los sistemas de producción convencional se reduce a 21,3 t de CO₂ por hectárea. Hay que indicar, que todos estos trabajos se refieren a la captación de CO₂ por todo el cultivo tanto el de la biomasa aérea como el de las raíces, pero no hacen referencia al carbono secuestrado en el suelo.

Aguilera *et al.* (2013) realizaron una revisión bibliográfica a nivel mundial con el objetivo de evaluar, analizar y sintetizar la información existente sobre secuestro de C en agroecosistemas mediterráneos bajo distintas condiciones de manejo con especial énfasis en la comparación ecológico vs convencional. En el estudio destaca la falta de trabajos sobre este tema y la dificultad a la hora de unificar la información, debido a la heterogeneidad de metodologías empleadas y de objetivos de investigación. No obstante, reflejan que, como media, los sistemas ecológicos estudiados secuestran 0,97 t C ha⁻¹ año⁻¹ más que los sistemas convencionales.

En relación al potencial de estas técnicas para incrementar el COS, en un estudio en el que se compararon 35 parcelas en producción ecológica con 35 en convencional, Lockretz *et al.* (1981) encontraron niveles más altos de carbono orgánico en los suelos de producción ecológica. Clark *et al.* (1998) mostraron hasta un 20% de incremento de carbono orgánico en suelos agrícolas de California en los que se utilizaban prácticas ecológicas, valores similares (entre 15-28%) han sido reseñados por Pimentel *et al.* (2005). Freibauer *et al.* (2004) estimaron que el potencial de secuestro a escala global se situaba entre 0,0 y 0,5 t de C ha⁻¹. Resultados similares (0,3-0,6 t de C ha⁻¹) fueron proporcionados por Pretty y Boll (2001). El Grupo de Trabajo sobre Sumideros y Agricultura del Programa Europeo sobre Cambio Climático (ECCP, 2004) concede a la agricultura ecológica un potencial de captación de C de 0 a 0,54 t por ha y año, dependiendo de las prácticas aplicadas.

Según la información reflejada anteriormente, el potencial de secuestro de C que alcanzaría el manejo ecológico de cultivos herbáceos sería de 0,0-0,6 t de C por ha y año. Si consideramos el potencial máximo y tomamos los datos publicados por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente en 2015c, la superficie de agricultura ecológica en este tipo de cultivos es de

1.172.864 ha lo que se traduciría en una eficiencia de captación de carbono de 2.582.646,5 t de CO₂ (tabla 3).

Tabla 3
Fijación de carbono por la superficie actual cultivada en España bajo técnicas de Agricultura Ecológica.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos extraídos de Freibauer *et al.* (2004), Pretty y Boll (2001) y (ECCP, 2004). Superficies obtenidas de MAGRAMA (2015c).

Práctica Agrícola	Cuantificación del aumento de COS (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Superficie (ha)	CO ₂ evitado (t año ⁻¹)
Cultivos herbáceos	0-0,6	1.172.864	2.582.646,5
Cultivos leñosos	0-0,6	358.436	789.276,1
TOTAL			3.371.922,6

Las Figuras 6 y 7 reflejan el actual secuestro de carbono de la agricultura ecológica en cultivo herbáceos y cultivos leñosos por Comunidades autónomas.



Figura 6. Fijación actual de COS en cultivos herbáceos con agricultura ecológica. Valores expresados en toneladas de C por comunidad autónoma.

Tamaño de gráficos por comunidades a escala orientativa por rangos según toneladas totales.
Fuente: Elaboración propia a partir de datos extraídos de Freibauer *et al.* (2004), Pretty y Boll (2001) y (ECCP, 2004). Superficies obtenidas de MAGRAMA (2015c).



Figura 7. Fijación actual de COS en cultivos leñosos con agricultura ecológica. Valores expresados en toneladas de C por comunidad autónoma.

Tamaño de gráficos por comunidades a escala orientativa por rangos según toneladas totales.
 Fuente: Elaboración propia a partir de datos extraídos de Freibauer *et al.* (2004), Pretty y Boll (2001) y (ECCP, 2004). Superficies obtenidas de MAGRAMA (2015c).

En resumen, la AE es una modalidad de cultivo que incluye una combinación de prácticas como la extensificación, la mejora de las rotaciones, la incorporación de restos de cultivo o el uso generalizado de enmiendas orgánicas. Todo ello contribuye a un mayor secuestro de carbono en diferente medida según el grado de aplicación de cada práctica. No obstante, la eliminación mecánica de la flora adventicia puede incrementar las necesidades de laboreo y favorecer la pérdida del COS y el aumento de emisiones de CO₂ (García *et al.*, 2006). Por tanto, es difícil dar una cifra para el potencial de secuestro de la AE. En este caso, se ha optado por dar los potenciales más bajo y más alto estimados (Tabla 2).

Rotación de cultivos

Se entiende por tal la sucesión de cultivos dentro de la misma parcela durante un número determinado de años, al cabo de los cuales se repiten de nuevo los cultivos en el mismo orden. La alternativa es la división de la tierra cultivada en parcelas, dedicadas cada una de las mismas a un cultivo diferente de la rotación elegida. Es necesario no dejar al azar la sucesión de las plantas cultivadas, porque sólo así puede planificarse un trabajo agrícola correctamente y en el momento adecuado. El principio fundamental para elaborar una rotación es muy simple. Se trata de alternar cultivos que tengan tipos de vegetación, sistemas radiculares y necesidades nutritivas diferentes (FAO, 2008).

La cantidad y calidad de los rastrojos es consecuencia de la alternancia de los cultivos anteriores, por ello las rotaciones de cultivos producen más materia seca y de mejor calidad que los motocultivos (Copeland y Crookston, 1992). En el trabajo realizado por González-Sánchez *et al.* (2012) podemos apreciar cómo, en general, los valores más altos de incremento de COS se indican en los suelos en las que se rotan los cultivos. Estos resultados coinciden con los indicados por Martino (2001) que observó que el suelo bajo una rotación de cultivos y pastos tenía entre 15 y 20 t C ha⁻¹ más que bajo un motocultivo de cereal, después de 30 años de control.

Por otra parte, las pérdidas de carbono en los suelos han estado asociadas a un laboreo intensivo, sistemas de monocultivo y largos periodos de barbecho en las secuencias de cultivo (Franzuebbers *et al.*, 1994; Studdert y Echevarría, 2000). Pittelkow *et al.* (2015) enfatizan la necesidad de combinar sistemas de no-laboreo con la permanencia de residuos en suelo y rotaciones de cultivo para evitar la pérdida de productividad y COS, evitando la pérdida de C por descomposición o erosión. Aumentar la longitud del periodo en el que tenemos un cultivo activo en una secuencia permite mantener la actividad de las raíces y los microorganismos del suelo, aumentar la frecuencia de input de C proveniente del residuo y reduce el impacto de la lluvia sobre el suelo al permanecer el suelo más tiempo cubierto.

En este sentido algunos trabajos demuestran el aumento del COS con monocultivo frente a barbecho. Álvaro-Fuentes *et al.* (2009) obtuvieron un aumento de secuestro de C de entre 0.18 con laboreo convencional y 0.31 t C ha⁻¹ año⁻¹ con no-laboreo, en monocultivo cebada frente a cebada y barbecho.

Aunque algunos autores en diferentes partes del mundo obtienen resultados favorables al monocultivo (DeMaria *et al.*, 2009), pero la mayoría de trabajos realizados sobre este tema, generalmente proveen datos favorables a las rotaciones para aumentar la producción, el C secuestrado y el nitrógeno del suelo. Rao y Mathuva (2000) obtuvo mayor rendimiento con rotaciones en maíz que con monocultivo. Sainju *et al.* (2007) en su estudio no mejoró el COS pero aumentó el nitrógeno del suelo al emplear leguminosas en su secuencia de cultivos, en cambio, Sainju *et al.* (2008) sí aumentaron el C del suelo en los 10 primeros cm al usar cama de aves como fertilizante en lugar de fertilizante mineral en maíz en rotación con arroz y algodón. Estos datos fueron más favorables cuando se emplearon técnicas de conservación. Schillinger *et al.* (2001) también compararon sistemas de manejo de residuos y la rotación trigo-cebada-colza frente a monocultivo de trigo, siendo favorables los resultados de incrementos de COS en la rotación cualquiera que fuese el manejo, llegando a fijar 0.07 t C más por ha y año. Baker *et al.* (2007) encontraron que en un suelo manejado en agricultura de conservación, la rotación de cultivos acumuló 11 t de C ha⁻¹ en 9 años.

En estudios más recientes, Triberti *et al.* (2016) obtuvieron una tasa de fijación similar (0.08 t C ha⁻¹ año⁻¹) en un experimento de larga duración con cultivos de Alfalfa, trigo, maíz y remolacha en rotación comparado con monocultivo de maíz. Plaza-Bonilla *et al.* (2016) observaron un descenso en el COS en una secuencia con barbecho que era corregida con la inclusión de cultivos cubierta con los mismos cultivos principales.

En España destacan los trabajos de López-Fando y Almendros (1995) y Martín-Rueda *et al.* (2007) sobre rotaciones de cebada, que llegaron a conclusiones semejantes según manejo de suelo, con más fijación de C en el orden: no-laboreo, mínimo laboreo y laboreo convencional. Aunque Martín-Rueda *et al.* (2007) no encontró diferencias comparando entre rotaciones con

leguminosa o barbecho, López-Fando y Almendros (1995) sí encontraron diferencias entre rotaciones de cebada-veza y cebada-girasol frente a monocultivo de cebada en los primeros 20 cm de suelo durante tres años, los incrementos de fijación de C respecto al monocultivo se indican en la tabla 4:

Tabla 4
Intervalo de diferencia entre la fijación anual calculada ($t\ C\ ha^{-1}\ año^{-1}$) con la rotación cebada-girasol y cebada-veza y monocultivo de cebada en los primeros 20 cm.

Fuente: Elaboración propia a partir de López-Fando y Almendros (1995).

Rotación	No-laboreo	Laboreo convencional
Cebada-girasol	0,43 - 0,86	0,69 - 0,86
Cebada-veza	1,03 - 1,13	0,35 - 0,52

La importancia del manejo es señalada también por Sombrero y de Benito (2010) que registraron un 25% más de COS en no-laboreo que laboreo convencional y 16% más que mínimo laboreo en rotaciones de cereal-leguminosa. Distinguiendo entre rotaciones, se observaron diferencias significativas sólo en el manejo convencional, se fijaron 0,4 toneladas anuales más de carbono con cereal-leguminosa que con leguminosa-barbecho y 0,2 más que con cereal-cereal los primeros 30 cm.

González-Sánchez *et al.* (2012), en el meta-análisis realizado sobre trabajos que comparan la eficiencia en la captura de C por las técnicas de agricultura de conservación frente al manejo convencional, indican que la rotación de cultivos en no laboreo tiene un potencial de incremento de COS de $0,65\ t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ mientras que en monocultivo es de $0,54\ t\ ha^{-1}\ año^{-1}$.

En definitiva, la rotación de cultivos mejora la eficiencia de los sistemas agrícolas para incrementar el carbono orgánico de los suelos frente al monocultivo. La magnitud de este efecto está en función de la rotación seguida y del manejo de suelo utilizado por el productor.

3- Revisión bibliográfica de la ciencia existente

3.1- Medidas para el aumento del contenido de carbono orgánico de los suelos

Introducción

Las prácticas agrarias analizadas para determinar la reducción neta de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) están basadas en la aplicación de diferentes prácticas agrícolas, en el caso de cultivos herbáceos extensivos, y en el manejo de cubiertas, para cultivos leñosos, y como estas medidas empleadas produce un incremento del contenido de carbono orgánico en el suelo (COS) favoreciendo el efecto sumidero de los suelos agrícolas. El conocimiento de cada una de estas prácticas y su relación con la mitigación y adaptación del cambio climático es amplio a tenor de las investigaciones realizadas y cuyos estudios se referencian posteriormente a la hora de justificar el carácter demostrativo del proyecto.

Existen muchos estudios e investigaciones que soportan el reconocimiento de una serie de medidas que favorecen el aumento de los niveles de COS y que a su vez permite mejorar la productividad de los cultivos. Aunque algunos efectos derivados del cambio climático, como el incremento del periodo de las estaciones de crecimiento y el aumento de la temperatura pueden resultar beneficiosos para la agricultura, también tendrán lugar impactos negativos y adversos, como la falta de disponibilidad de agua y la ocurrencia de fenómenos climatológicos extremos de manera más frecuente. Así pues, el cambio climático puede suponer oportunidades o riesgos para la agricultura según la zona que se considere, en base a las características climáticas de la región, de los cultivos y de los cambios potenciales que puedan darse.

El carbono orgánico (CO) se relaciona con la sustentabilidad de los sistemas agrícolas afecta a las propiedades del suelo relacionadas con el rendimiento sostenido de los cultivos. El COS se vincula con la cantidad y disponibilidad de nutrientes del suelo, al aportar elementos como los restos vegetales de cultivos, fertilización orgánica y una reducción de las labores que alteren la estructura del suelo permite incrementar en gran medida el contenido de materia orgánica (MO) del suelo.

La MO está compuesta básicamente por carbono (C) y es ampliamente reconocida como un compuesto estabilizador de la estructura del suelo y un reservorio de nutrientes para las plantas (Carbonell *et al.*, 2010). El contenido de COS puede afectar, en gran medida, a la calidad y a las propiedades físicas y químicas de los suelos. Las prácticas agrarias que mantengan o incrementen el COS pueden favorecer la capacidad de los suelos para secuestrar más CO. Sin embargo, la eficacia de estas medidas depende tanto de las características como del COS actual.

La agricultura de conservación es un sistema de prácticas agrarias basadas en la menor alteración posible del suelo y en el mantenimiento de una cobertura de restos vegetales. Según la FAO “el contenido de MO se ha incrementado rápidamente después de cambiar las prácticas de manejo de suelos hacia la AC, incluyendo la labranza cero, la labranza mínima y la retención de residuos sobre la superficie del suelo”. Su máximo exponente en cultivos herbáceos es la Siembra Directa (SD), por la que el suelo no recibe labor alguna desde la recolección del cultivo hasta la siembra siguiente, manteniéndose todos los restos de la cosecha. Esto demuestra que el modelo actual, basado en la realización de operaciones de laboreo sobre el suelo y caracterizado por elevados consumos energéticos, con estrategias de utilización de insumos por encima de las necesidades reales del cultivo, es un modelo emisor de GEI y como tal, constituye un riesgo medioambiental al intensificarse los fenómenos erosivos y la contaminación de aguas, originados por cambios de la cantidad e intensidad de lluvias (IPCC, 2007).

El presente informe realiza una revisión bibliográfica exhaustiva de toda la documentación publicada en revistas científicas sobre las medidas empleadas para incrementar el contenido de COS y los análisis de las mejoras observadas en los cultivos debido al aumento del CO así como la mitigación de los efectos del cambio climático. Un aspecto innovador de la actual revisión bibliográfica es su carácter localizador y recuperador de toda la documentación para poder hacer un examen exhaustivo de todas metodologías empleadas y las zonas de estudio analizadas en la toma de datos.

Metodología

En el presente informe se recoge una revisión bibliográfica de las diferentes e investigaciones existentes en España, realizadas sobre las medidas para el aumento de del contenido de COS. Para la realización del presente informe se ha realizado un análisis de las publicaciones científicas editadas por expertos en revista de gran impacto en este campo a nivel nacional. Se ha realizado una búsqueda en las principales bases de datos científicas como la Webs de ciencias, Agris y Agrícolas, se ha consultado monografías académicas, guías técnicas, revistas científicas y otros textos de referencia en texto completo.

Para cometer un mejor análisis de la bibliografía existente en materia del COS, se han identificado los diferentes tipos de manejos agrícolas tales como la agricultura de conservación (AC), laboreo convencional (LC) y agricultura ecológica (AE) en los cuales se introduce una serie de medidas y mejoras en la dinámica de C, tanto en el recurso suelo como en el recurso aire, distinguiéndose diferentes actuaciones que beneficia el aumento del contenido de COS. Las medidas se han agrupado en cinco bloques teniendo en cuenta al tipo de actuación realizada, siendo estos:

- Gestión integrada de nutrientes, hace referencia al mantenimiento de la fertilidad del suelo y el suministro de nutrientes de la planta en un nivel óptimo para sostener la productividad deseada mejorando los beneficios de todas las fuentes posibles de componentes de los residuos reciclables orgánicos, inorgánicos, biológicos y sostenibles de una manera integrada, para evitar impactos medioambientales del flujo de nutrientes.
- Rotación de cultivos, consiste en alternar cultivos y con necesidades nutritivas diferentes en un mismo lugar durante distintos ciclos, evitando que el suelo se agote y que las enfermedades que afectan a un tipo de plantas se perpetúen en un tiempo determinado.
- Manejo del suelo a través de diferentes prácticas agrícolas específicas necesarias para la protección y conservación de los recursos del suelo. Además, existen intervenciones específicas para aumentar el almacenamiento de carbono en el suelo y mitigar el cambio climático.
- Incremento del secuestro del C en el suelo en el que se han valorado la sinergia establecida entre diferentes acciones tales como la gestión integradas de nutrientes, rotación de cultivos y el manejo empleado que se pueden reducir las emisiones de GEI o removiendo el dióxido de carbono de la atmósfera para fijarlo en los suelos agrícolas.
- Manejo de cubiertas vegetales como medida de protección del suelo mediante el uso de plantas o residuos vegetales frente a las pérdidas de carbono en el suelo causadas por la pérdida de suelo debido a la erosión y escorrentía.

El objeto de este informe es proporcionar un conocimiento suficiente, con una sólida base científica, sobre el potencial que tienen las diferentes técnicas de agricultura, para el acrecentar el contenido de COS y reducir las emisiones de GEI para mitigar los efectos del cambio climático.

Resultados

El análisis de las medidas que incrementa el contenido de COS se ha llevado a cabo a partir de la revisión bibliográfica y recopilatorio de la ciencia existente principalmente a nivel nacional sin obviar las investigaciones llevadas a cabo a nivel internacional. En particular se tiene, a lo largo de distintos periodos de tiempo, diversos sistemas de manejo de suelo que estudian los flujos de C en la agricultura. El secuestro de C es, esencialmente, el proceso de transformación del C atmosférico en C almacenado en el suelo. El CO₂ es absorbido a través del proceso fotosintético e incorporado a la planta como tejido vegetal. Cuando las plantas mueren, el C de las hojas, tallos y raíces se descompone en el suelo y se convierte en materia orgánica (MO) incrementando los niveles de este parámetro en el suelo.

Para este estudio se han revisado treinta y cinco trabajos de investigación correspondientes a veinte nueve equipos de investigación que han centrado sus investigaciones en diversas zonas de España analizando aquellos factores que interviene en el incremento de CO en la agricultura, comparando el LC con las prácticas agrícolas de conservación. Para ello se han clasificado estas publicaciones según la gestión de nutrientes en referencia a la fertilización química y orgánica, el manejo de cubierta, rotación de cultivos, etc.

En la tabla uno se recoge las zonas y grupos de investigación donde se ha desarrollado los estudios a nivel estatal sobre las medidas que producen un incremento de COS.

Tabla 1.
Zonificación de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en España.

CCAA	Zona	Autor	tipo de manejo	Medida de incremento de COS
Andalucía	Guazamara (Almería)	Santos <i>et al.</i> (2016)	Laboreo convencional. No laboreo.	Fertilización orgánica. Abonos verdes.
	Carmona (Sevilla)	Carbonell-Bojollo <i>et al.</i> (2011)	Laboreo convencional. No laboreo.	Incremento de carbono.
		Carbonell-Bojollo <i>et al.</i> (2010)	Laboreo convencional. No laboreo.	Incremento de carbono.
		Melero <i>et al.</i> (2006)	Laboreo convencional. No laboreo.	Gestión integrada de nutrientes.
		Herencia <i>et al.</i> (2007)		Fertilizante orgánico. Fertilizante mineral.
	Las Lagunillas (Jaén)	Gómez Muñoz <i>et al.</i> (2012)	Agricultura ecológica.	Fertilizante orgánico
	Córdoba	González-Sánchez <i>et al.</i> (2012)	No laboreo. Laboreo reducido. Laboreo convencional.	Incremento de carbono.

Tabla 1 (continuación)

CCAA	Zona	Autor	tipo de manejo	Medida de incremento de COS
Andalucía	Fuente Palmera (Córdoba)	Boulal <i>et al.</i> (2010)	No laboreo. Laboreo reducido. Laboreo convencional.	Incremento de carbono.
	Granada	Nieto <i>et al.</i> (2013)	Laboreo convencional. No laboreo.	Manejo de cubiertas.
Aragón	Zaragoza	Álvaro-Fuentes <i>et al.</i> (2016)	Laboreo convencional. No laboreo.	Incremento de carbono.
		Álvaro-Fuentes <i>et al.</i> (2016)	No laboreo. Laboreo reducido. Laboreo convencional.	Manejo de suelos.
	Cuenca del Ebro	Sánchez <i>et al.</i> (2016)	Agricultura intensiva y Siembra directa.	Rotación de cultivos. Optima fertilización. Fertilización orgánica.
		Plaza Bonilla <i>et al.</i> (2013)		Incremento de carbono.
		Plaza Bonilla <i>et al.</i> (2014)		Laboreo convencional. No laboreo. Fertilización mineral.
Castilla La Mancha	La Higuera (Toledo)	Boellstorff (2009)	Laboreo convencional. No laboreo. Rotación de cultivos.	
		López Fando <i>et al.</i> (1995)	Laboreo convencional. No laboreo. Rotación de cultivos.	
		López Fando <i>et al.</i> (2007)	No laboreo. Laboreo reducido. Laboreo convencional. Rotación de cultivos.	
		López Fando y Pardo. (2009)	No laboreo. Laboreo reducido. Laboreo convencional. Manejo de suelos.	
		López Fando <i>et al.</i> (2011)	No laboreo. Laboreo reducido. Laboreo convencional. Manejo de suelos.	

Tabla 1 (continuación).

CCAA	Zona	Autor	tipo de manejo	Medida de incremento de COS
Castilla y León	Torrepadieme (Burgos) Viñalta (Palencia)	De Benito Muñoz (2012)	Agricultura intensiva y Siembra directa.	Incremento de carbono.
	Quintana de las Ruedas (León)	Gil <i>et al.</i> (2008)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Fertilizante orgánico. Fertilizante mineral.
Cataluña	Granollers (Barcelona)	Biau <i>et al.</i> (2012)	Laboreo convencional.	Fertilización mineral.
Madrid	Madrid	Rodríguez Murillo (2001)	No laboreo. Laboreo reducido. Laboreo convencional.	Fijación de carbono.
	Alcalá de Henares	Guardia <i>et al.</i> (2016)	No laboreo. Laboreo reducido. Laboreo convencional.	Rotación de cultivos.
Murcia	Cehegín	García-Franco <i>et al.</i> (2015)	No laboreo. Laboreo reducido. Laboreo reducido + abono verde.	Gestión integrada de nutrientes.
	Espinardo	Bernal <i>et al.</i> (2012)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Gestión integrada de nutrientes.
	Marina del Carmolí	Gonzalez Alcalá <i>et al.</i> (2012)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Manejo de cubiertas.
País Vasco	Dério (Bilbao)	Mijangos <i>et al.</i> (2010)	No laboreo Laboreo convencional.	Gestión integrada de nutrientes.
Comunidad Valenciana	Alicante	Marín Martínez (2014)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Gestión integrada de nutrientes.
La Rioja	La Rioja	Peregrina <i>et al.</i> (2012)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Manejo de Cubiertas.

El análisis de la bibliografía existente en base a las medidas que influyen en el incremento del COS en áreas con características climáticas similares hace, aun si cabe, más relevante el papel que juega la agricultura y más concreto, el tipo de práctica agrícola empleada. La agricultura es una de las actividades más extendidas por todo el mundo y la transmisión de conocimiento es uno de los pilares fundamentales que permiten potenciar la lucha frente al cambio climático. Es por ello que se ha revisado los trabajos más relevantes que analizan las medidas que a crecentan el COS.

En la siguiente tabla se realiza una clasificación los grupos de investigación que han enfocado sus estudios a nivel Global sobre las medidas que favorecen el incremento de COS.

Tabla 2
Zonificación de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS a nivel global

Área	País	Zona	Autor	Tipo de manejo	Medida de incremento
Europa	Mediterráneo		Merante, <i>et al.</i> (2017)	No Laboreo. Mínimo Laboreo. Laboreo convencional.	Incremento de carbono. Rotación de cultivos.
			Smith (2004)	No Laboreo. Mínimo Laboreo. Laboreo convencional.	Incremento de carbono.
			Aguilera <i>et al.</i> (2013)	No Laboreo. Mínimo Laboreo. Laboreo convencional.	Incremento de carbono. Gestión integrada de nutrientes. Rotación de cultivos.
			Kassam <i>et al.</i> (2012)	Agricultura de conservación.	Incremento de carbono.
			Moreno <i>et al.</i> (2010)	No Laboreo. Laboreo convencional.	Manejo de suelos.
			Aguilera <i>et al.</i> (2012).	Agricultura convencional. Siembra directa. Mínimo laboreo. Agricultura ecológica.	Fertilizantes orgánicos y sintéticos.
	Holanda	Holanda	Batjes (1999)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional	Incremento de carbono.
	Suiza	Zúrich	Fuhrer (2003)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional	Emisiones GEI.
	Dinamarca	Dinamarca	Oelofse <i>et al.</i> (2015)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional	Incremento de carbono. Gestión integrada de nutrientes. Rotación de cultivos.

Tabla 2 (continuación).

Área	País	Zona	Autor	Tipo de manejo	Medida de incremento
Europa	Alemania	Holzendorf	Ellerbrock <i>et al.</i> (2016)	Agricultura convencional. Siembra directa.	Manejo de cubiertas.
		Uckermark	Specka <i>et al.</i> (2016)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Rotación de cultivos.
	Reino Unido	Wales	Loveland y Web. (2003)	Agricultura convencional.	Gestión integrada de nutrientes.
	Francia	Auzeville	Plaza Bonilla <i>et al.</i> (2016b)	Agricultura de conservación.	Rotación de cultivos.
				Agricultura convencional.	
		Veneto	Piccoli <i>et al.</i> (2016)	Agricultura de conservación.	Rotación de cultivos.
				Agricultura convencional.	Fertilización mineral.
	Italia	Inspira	Lugato <i>et al.</i> (2015)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Fijación de carbono.
		Apulia	Farina <i>et al.</i> (2017)	No Laboreo. Laboreo convencional.	Incremento de carbono.
			Alsia	Montanaro <i>et al.</i> (2010)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.
	Austria	Fuchsenbi gl	Franko <i>et al.</i> (2016)	Mínimo Laboreo. Laboreo convencional.	Incremento de carbono.
África	Sub-Saharan	Sub-Saharan	Mupangwa <i>et al.</i> (2012)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Rotación de cultivos.
	Marruecos	Marruecos	Mrabet <i>et al.</i> (2012)	No Laboreo. Laboreo convencional.	Incremento de carbon.
	Malawi, Mozambique, Zambia y Zimbabue	Malawi, Mozambique, Zambia y Zimbabue	Cheesman <i>et al.</i> (2016)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Incremento de carbon.
	Malawi	Malawi	Johansen <i>et al.</i> (2012)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Incremento de carbon.
	Nigeria	Nigeria	Bationo <i>et al.</i> (2007).	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Fertilización orgánica y mineral.
	Atacora	Benin	Dossou-Yovo <i>et al.</i> (2016)	No laboreo.	Manejo de suelos.

Tabla 2 (continuación).

Área	País	Zona	Autor	Tipo de manejo	Medida de incremento	
África	Etiopía	May Zegzeg	Araya Weldeslassie (2012)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Manejo de suelos.	
		Cuttack	Roy <i>et al.</i> (2012)	Agricultura convencional.	Incremento de carbono.	
	India	India	Nueva Deli	Bhattacharyya <i>et al.</i> (2015)	Agricultura de conservación.	Rotación de cultivos.
			Nueva Deli	Datta <i>et al.</i> (2010)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Incremento de carbono. Gestión integrada de nutrientes.
Asia	China	China	Luo <i>et al.</i> (2010)	No laboreo.	Incremento de carbono.	
		China	Zhang <i>et al.</i> (2016)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Incremento de carbono. Gestión integrada de nutrientes. Rotación de cultivos.	
		Sichuan	Zhao <i>et al.</i> (2016)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Incremento de carbono. Gestión integrada de nutrientes.	
	Pakistán	Multan	Shahzad <i>et al.</i> (2016)	No Laboreo. Laboreo convencional.	Manejo de suelos. Rotación de cultivos.	
	Serbia	Vojvodina	Seremesic <i>et al.</i> (2011)	Laboreo convencional.	Incremento de carbono.	
	Oceanía	Australia	Mingenew	Flower <i>et al.</i> (2012)	No Laboreo.	Gestión integrada de nutrientes. Rotación de cultivos.
Nueva Gales			Paradelo <i>et al.</i> (2015)	Agricultura intensiva y siembra directa	Rotación de cultivos. Fertilización mineral.	
Mingenew			Ward <i>et al.</i> (2012)	Agricultura de conservación	Incremento de carbono.	
Mingenew			Kuppusamy <i>et al.</i> (2016)	Agricultura intensiva y siembra directa	Gestión integrada de nutrientes.	

Tabla 2 (continuación).

Área	País	Zona	Autor	Tipo de manejo	Medida de incremento
América	Canadá	Ontario	Hutchinson <i>et al.</i> (2007)	No Laboreo	Incremento de carbono.
		Clark County	Ochoa <i>et al.</i> (2016)	No laboreo	Manejo de suelos.
	Ohio	Columbus	Lal (2008)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Incremento de carbono.
	California	California	Lee <i>et al.</i> (2015)	Agricultura intensiva y siembra directa.	Gestión integrada de nutrientes.
	Colorado	Fort Collins	Ogle <i>et al.</i> (2012)	Agricultura de conservación. Agricultura convencional.	Incremento de carbono. Gestión integrada de nutrientes.

Medidas para el aumento del contenido de COS.

En agricultura, son varios los factores que producen el incremento del contenido COS. Los datos recopilados por los grupos de investigación, coinciden en el aumento de MO proporcionado por los restos vegetales de los cultivos. Este factor es considerado como la principal fuente de aporte de C por parte de los cultivos, pero existen discrepancias entre gran parte de la sociedad científica sobre la forma de mantener estos restos en el suelo.

Mediante el LC, origina una dinámica de la MO diferente a la que se produce en los ecosistemas naturales en los que ésta se incorpora y evoluciona en y desde la superficie del suelo. El enterrado induce a una rápida mineralización de los restos orgánicos, sobre todo en climas templados como el nuestro, por lo que en estas condiciones se reduce la tasa de transformación en MO. En AC siempre se tiende a minimizar el enterrado de la cobertura del suelo, que ha de quedar esparcida en superficie. Al dejar los restos de las cosechas en superficie, promueve a una dinámica de la MO análoga a la que se produce en los ecosistemas naturales; el resultado es que con la AC se produce un incremento de la estratificación de la MO en su distribución vertical, estratificación que se toma como índice de la recuperación de la calidad de los suelos agrícolas degradados por laboreo (Franzuebbers, 2002; Moreno *et al.*, 2006).

Una parte importante de esta MO superficial es incorporada hacia el interior del suelo por las lombrices, cuya población se ve muy favorecida por la AC (Cantero *et al.*, 2004; Bescansa *et al.*, 2006). Pero existen, además del mantenimiento de los restos orgánicos, otros factores que influyen en el aumento del contenido de COS y que se abordan a tenor de los diferentes estudios realizados por la sociedad científica en base a esta materia.

Gestión integrada de nutrientes

La aplicación de prácticas de manejo sostenible de la tierra ayuda a mantener la estructura físico-química suelo y por tanto la protección de COS mejorando así el secuestro de C y la mitigación de las emisiones de CO₂ a la atmósfera (García-Franco *et al.*, 2015). La contribución de los suelos agrícolas al cambio climático se produce principalmente a través del balance de COS. Por

tanto, las emisiones de GEI han de cuantificarse teniendo en cuenta las características específicas de cada agroecosistema (Aguilera *et al.*, 2012). Estos procesos están determinados por múltiples factores ambientales y de manejo. Son en estos últimos los factores en los que los investigadores han centrados sus trabajos. La gestión integrada de nutrientes, es si cabe el que ha tomado mayor relevancia por parte de la comunidad científica relacionando el uso de fertilización del suelo con el incremento del contenido de COS.

Los autores coinciden en la importancia de gestionar los nutrientes como medida de incrementar el COS, bien a partir del mantenimiento de los restos vegetales de cultivos tras las cosechas o a través del aporte de nutrientes de origen orgánico o mineral. Si bien se ha corroborado que el aporte de fertilizantes de origen mineral es la práctica más empleadas por los agricultores para mejorar las propiedades del suelo, una parte importante de la comunidad científica ha ratificado que se incrementa en mayor medida el contenido de COS con el empleo de fertilizantes de orgánicos aunque como efecto negativo, los microorganismos descomponedores y estabilizadores de la MO emiten cantidades importantes de CO₂ a la atmosfera producto de la respiración realizada durante el proceso de descomposición.

En la tabla siguiente recoge los trabajos analizados en base al incremento de COS por parte de la comunidad científica en la que valoran los beneficios que conlleva la gestión integrada de nutrientes para favorecer el aumento del CO y como medida para mitigar los GEI en la agricultura.

Tabla 3
Base bibliográfica de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en función de la gestión integrada de nutrientes

Título	Equipos de Investigación	Centros de Investigación
Disentangling the effects of conservation agriculture practices on the vertical distribution of soil organic carbon. Evidence of poor carbon sequestration in North- Eastern Italy.	Piccoli, I. ^a , Chiarini, F. ^b , Carletti, P. ^a , Furlan, L. ^b , Lazzaro, B. ^c , Nardi, S. ^a , Berti, A. ^a , Sartori, L. ^d , Dalconi, M.C. ^e , Morari, F. ^a	^a DAFNAE Dept., University of Padova, Legnaro (PD), Italy. ^b Veneto Agricoltura, Settore Ricerca Agraria, Legnaro (PD), Italy. ^c Regione del Veneto, Sezione Agroambiente, Settore Politiche Agroambientali, Italy. ^d TESAF Dept., University of Padova, Legnaro (PD), Italy. ^e Department of Geosciences, University of Padova, Italy .
Beneficial Effects of Organic Fertilization and No-Tillage on Fine-Textured Soil Properties Under Two Different Forage Crop Rotations	Mijangos, I., Albizu, I., Garbisu, C.	NEIKER-Tecnalia, Basque Institute of Agricultural Research and Development, Derio, Spain
Beneficial effects of reduced tillage and green manure on soil aggregation and stabilization of organic carbon in a Mediterranean agroecosystem.	García-Franco, N. ^a , Albaladejo, J. ^a , Almagro, M. ^{a,b} , Martínez-Mena, M. ^a	^a Soil and Water Conservation Department, CEBAS-CSIC (Spanish Research Council), Murcia, Spain ^b Institute of Agronomy, Genetics and Field Crops, Università Cattolica del Sacro Cuore, Piacenza, Italy

Tabla 3 (continuación).

Título	Equipos de Investigación	Centros de Investigación
Emisión de N₂O y secuestro de C en ambientes Mediterráneos: meta-análisis de la información publicada.	Aguilera E. ^{a,b} , Lassaletta L. ^{c,d} , Sanz-Cobeña A. ^e , Garnier J. ^c , Vallejo A. ^e , Gattinger A. ^f , Sánchez-Gimeno, B. ^g	<p>^a Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE), Catarroja, Valencia.</p> <p>^b Universidad Pablo de Olavide (UPO), Sevilla</p> <p>^c UMR Sisyphe, University Pierre et Marie Curie, CNRS, Paris</p> <p>^d Environmental Pollution & Aquatic Ecosystems Research Group Dpto. Ecología. Universidad Complutense de Madrid.</p> <p>^e Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria, Madrid</p> <p>^f Research Institute of Organic Agriculture Frick, Switzerland.</p> <p>^g Ministerio de Innovación, Ciencia e Industria</p>
Towards mitigation of greenhouse gases by small changes in farming practices: understanding local barriers in Spain.	Sánchez, B. ^a , Álvaro-Fuentes, J. ^b , Cunningham, R. ^a , Iglesias, A. ^a	<p>^a Department of Agricultural Economics and Social Sciences, Universidad Politécnica de Madrid, Spain.</p> <p>^b Department of Soil and Water, Estación Experimental de Aula Dei (EEAD), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Zaragoza, Spain.</p>
Carbon conservation strategy for the management of pig slurry by composting: Initial study of the bulking agent influence	Santos, A. ^a , Bustamante, M. A. ^b , Moral, R. ^b , Bernal, M. P. ^a	<p>^a Department of Soil and Water Conservation and Organic Waste Management, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura CSIC, Murcia, Spain</p> <p>^b Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela Alicante, Spain</p>
The Carbon Cycle and Soil Organic Carbon.	Corning, E, Sadeghpour, A., Ketterings, Q., Czymmek, K.	College of Agriculture and Life Sciences, USA
Fertilization of maize with compost from cattle manure supplemented with additional mineral nutrients.	Gil, M. V., Carballo, M. T., Calvo, L. F.	Chemical Engineering, Institute of Natural Resources, University of León, Spain
Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: Current knowledge and future research directions.	Kuppusamy, S. ^{a,b} , Thavamani, P. ^{b,c} , Megharaj, M. ^{b,c} , Venkateswarlu, K. ^d , Ravi Naidu, R. ^{b,c}	<p>^a Centre for Environmental Risk Assessment and Remediation (CERAR), University of South Australia.</p> <p>^b Cooperative Research Centre for Contamination Assessment and Remediation of Environment (CRC CARE), Australia</p> <p>^c Global Centre for Environmental Remediation (GCER), Faculty of Science and Information Technology, The University of Newcastle, Callaghan, Australia</p> <p>^d Formerly Department of Microbiology, Sri Krishnadevaraya University, Anantapur, India</p>

Tabla 3 (continuación).

Título	Equipos de Investigación	Centros de Investigación
Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review.	Paradelo, R. ^a , Virto, I. ^b , Chenu, C. ^a	^a AgroParisTech, UMR 7618 Bioemco, Équipe Matières Organiques des Sols, Thiverval-Grignon, France ^b Departamento Ciencias del Medio Natural, Universidad Pública de Navarra, Pamplona, Spain
Contribución del alperujo compostado en el secuestro de carbono en el olivar ecológico.	Gómez-Muñoz, B. ^a , García-Ruiz, R. ^a	^a Universidad de Jaén, Paraje Las Lagunillas, Jaén, España
Implicación de la gestión de residuos de digestión anaerobia sobre la conservación y secuestro de carbono en el suelo.	Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., de la Fuente, C., Clemente, R.	Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Campus Universitario de Espinardo, Murcia.
Rehabilitación de suelos con lodos de depuradora ¿es una práctica efectiva para el secuestro de carbono?	Carabassa, V., González, R., Ortiz, O., Cañizares, R., Alcañiz, J. M.	

La fertilización mineral sigue siendo la principal fuente de aporte de nitrógeno, aunque hay que destacar que la fertilización orgánica comienza a ganar adeptos dado los beneficios que estos abonos aportan al suelo, la regeneración de la actividad biológica siendo, a su vez, una de las estrategias de mitigación que se basan, principalmente, en la gestión y el tratamiento apropiados de los estiércoles (Cole *et al.*, 1997; VanderZaag *et al.*, 2013).

En mayor o menor medida, los autores coinciden que el balance entre las emisiones de CO₂ y fijación de C por parte de los fertilizantes orgánicos hacen valorar, de forma positiva, este tipo aporte de nutriente que, mediante el empleo de prácticas agrícolas de conservación, que reducen en gran medida las emisiones de GEI al reducir el número de labores. Cabe destacar los estudios realizados por Herencia *et al.* (2007), en las que determinó que el incremento del contenido de COS en el suelo oscilaba entre 10,3 y 18,5 g kg⁻¹ año⁻¹, en las parcelas donde el aporte de fertilizantes es de origen orgánico frente a los 5,4 y 10,3 g kg⁻¹ año⁻¹ por parte de los fertilizantes de origen mineral.

Tabla 4.
Contenido de carbono según el tipo de fertilizante utilizado.
Fuente Herencia *et al.* (2007).

Tipo de fertilizante	Contenido en carbono (g kg ⁻¹)
Fertilizante mineral	10,3 y 18,5
Fertilizante orgánico	5,4 y 10,3

Bulluck III *et al.* (2002) observaron que el contenido de MO del suelo y el C total fue mayor en los fertilizantes orgánicos frente a los fertilizantes origen mineral. Andrews *et al.* (2002) estableció un incremento del contenido de CO fijado en el suelo del 8% en abonados orgánicos frente los sintéticos en los dos primeros años, aumentando al doble en el tercer año.

Los fertilizantes orgánicos sólidos tales como los residuos orgánicos de origen animal (estiércol, purines, compost, etc) y de origen vegetal (restos de cosechas o podas, cubiertas vegetales, residuos agroindustriales, etc.) han mostrado ventajas para la mitigación de GEI respecto a la fertilización sintética, tanto a nivel de reducción de emisiones directas como de incremento del secuestro de C. Sin embargo, estas diferencias no existen para los fertilizantes orgánicos líquidos, que suele estar muy mineralizados (Aguilera *et al.*, 2012).

Los residuos orgánicos aportan gran variedad de nutrientes, cuyas porciones pueden variar principalmente en función del tipo de residuo, estado de utilización (fresco, semimaduro, maduro) y origen. La elección de los residuos a utilizar para el compost dependerá de factores tanto nutricionales (relación C/N) como operacionales (disponibilidad estacional y/o cercanía de obtención del residuo).

El aporte de restos orgánicos de origen vegetal tales como pequeñas ramas, hojas, raíces, paja y otras partes de las plantas que permanecen tras la cosecha restos vegetales en el suelo aporta valores de COS significativamente superiores a los contribuidos por la fertilización mineral (Melero *et al.*, 2006). Los residuos orgánicos contienen aproximadamente un 45% de C y son los principales precursores de MO (Jarecki y Lal, 2003; Porta *et al.*, 2003) que añadidos al suelo promueven la actividad microbiana y enzimática, mejorando las propiedades químicas y la disponibilidad de nutrientes.

En relación a los restos orgánicos de origen vegetal, son muchos los trabajos que muestran los beneficios relacionados con el mantenimiento de restos de cultivo ya que aumenta la calidad del suelo (Franzluebbers, 2009; Sofu *et al.*, 2005), siendo el efecto más directo el incremento en el contenido de COS (Chivenge *et al.*, 2007; Mondini *et al.*, 2007). Sin embargo, son escasos los estudios de descomposición de restos de cosecha y de liberación de nutrientes por los residuos en España. Destacan los de Quemada (2004) y López *et al.* (2005), que estudiaron la descomposición de cereales (trigo, avena, cebada y centeno) y leguminosas (trébol) en condiciones de campo mediante bolsas y, más recientemente, los de Pleguezuelo *et al.* (2009), llevados a cabo en cultivos subtropicales, pero estos autores no han valorado el efecto de la evolución del residuo en la composición del suelo.

Tabla 5
Incremento del contenido de COS según tipo residuo

Tipo de residuo	Incremento de COS (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	CO ₂ evitado (t ha ⁻¹ año ⁻¹)
Residuos herbáceos	0,355 (rastrajo)	1,313 (rastrajo)
	1,148 (rastrajo+paja+cañas)	4,242 (rastrajo+paja+cañas)
Residuos leñosos	1,4-4,9	5,14-17,98

Duiker y Lal (1999) mostraron como el contenido de C en el suelo aumentaba tras 7 años desde 9,1-9,4 g de C kg⁻¹ a 11,5-14,9 g de C kg⁻¹ de suelo o un ritmo anual de incremento de 0,5 g de C kg⁻¹ de suelo, tras aportar anualmente 16 Mg de restos vegetales. Estos mismos autores encontraron una relación lineal entre la tasa anual de restos vegetales aplicados al suelo y su contenido en CO estableciendo una proporción de conversión de CO en los restos vegetales a COS que oscilaba entre el 8% para el caso del laboreo y el 10% para el no laboreo.

Ordóñez *et al.* (2007b), estudiaron la evolución y características del rastrojo depositado sobre un suelo arcilloso del Valle del Guadalquivir en el que se sigue la rotación leguminosa-cereal-girasol y como afecta su evolución temporal a la biomasa del rastrojo y a la capacidad de éste como fuente de C al suelo. Los resultados indicaron que la proporción de C liberado es similar para los tres residuos y se sitúa en torno a los 0,5 Mg ha⁻¹. Con respecto al contenido inicial esta cifra supone una merma de C del 51% para guisante, 53% para trigo y de un 41% para el girasol que es el residuo que se descompone con mayor dificultad.

Otro ejemplo de fertilización orgánica de origen vegetal que ha tomado gran relevancia en los últimos años ha sido el uso de fertilizantes orgánicos procedentes de residuos agroindustriales, como es el caso del alperujo. Albarrán *et al.* (2002) observaron que la adición de alperujo fresco en suelos franco arenosos en dosis de 5 y 10 % en peso, al elevar el contenido en MO del suelo, produce una mayor adsorción de simazina, sustancia artificial usada como herbicida, actualmente prohibido. Tras 50 días se mineralizó un 30%, mientras que sin aplicación se mineraliza prácticamente en su totalidad, con lo que tanto las aguas circundantes, como los microorganismos del suelo quedan protegidos de la acción perjudicial de dicho elemento.

Gómez Muñoz *et al.* (2012), señala que la aplicación continuada de alperujo compostado conlleva un incremento del COS en casi 40 toneladas ha⁻¹, Ordóñez *et al.* (2008), en ensayos realizados estableció un incremento de COS de 10 Mg ha⁻¹, en los primeros 20 centímetros en dos tratamientos en un suelo de olivar. El aporte de restos vegetales procedentes de restos de cultivos o poda es otra forma de incrementar el contenido de COS. La degradación de los restos vegetales supone una fuente continua de C para el suelo a medida que se produce su descomposición, pero autores como Barajas-Guzmán y Álvarez-Sánchez (2003) y Arrigo *et al.* (2005) señalan que el exceso de restos vegetales aplicados al suelo puede producir condiciones anaeróbicas que limitan la descomposición del residuo.

Tabla 6
Contenido de carbono según el tipo de materia prima. Fuente Junta de Andalucía

Materia Prima	Contenido en carbono (%)
Estiércol vacuno	28,1
Estiércol oveja	22,6
Estiércol gallina	40,0
Hojas	50,5
Alperujo	57,2

Referente a la fertilización orgánica de origen animal, la adición de restos orgánicos, tales como el estiércol y purines aumenta directamente el C del suelo (Sainju *et al.*, 2008; Huang *et al.*, 2010), y también como resultado de este incremento mejora la estabilidad de los agregados. Esto mejora la actividad biológica capacidad del suelo, lo que resulta en mayores rendimientos y estabilidad en el tiempo. Otros trabajos no han observado diferencias en los stocks de COS, o incluso se han encontrado diferencias negativas, después de aplicar los residuos ganaderos al suelo (Angers *et al.*, 2010). El abonado con estiércol produce emisión de CO₂ durante su almacenamiento, dependiendo de la aireación, y después de la aplicación del suelo (Bertora *et al.*, 2008).

En la tabla siguiente se recogen el contenido de carbono que aportan los diferentes tipos de estiércoles.

Tabla 7
Contenido de carbono según el tipo de estiércol.
Fuente: Sierra B. y Rojas W. (2002)

Tipo de estiércol	Contenido en carbono (%)
Vacuno	7
Ave	15
Cerdo	8
Oveja	16
Equino	15

En los últimos años la problemática en la eliminación de lodos se ha agravado al haberse incrementado el volumen de agua depurada, y en consecuencia, el volumen de lodos a gestionar. La tendencia de gestión de los residuos ha sido el reciclado frente a otros destinos, por lo que durante los últimos años se ha potenciado especialmente su valorización agrícola como abono o enmienda del suelo.

La gestión de los lodos de depuradoras, al igual que otros residuos urbanos y agrícolas, constituyen una fuente de MO alternativa al uso de restos orgánicos utilizados tradicionalmente, y cada vez más escasos (PEMAR, 2015). Su uso en agricultura se encuentra limitada al tipo de manejo de suelo y las concentraciones de los distintos metales pesados y otros compuestos tóxicos presentes en los lodos. Por su composición, el aporte de lodos en los suelos agrícolas puede mejorar sus propiedades químicas en relación a los contenidos en MO y humedad. En general el suelo mejora sus propiedades fitológicas y se asegura un incremento de la capacidad absolvedora e inmovilizadora de sus componentes lo que favorece a incrementar el contenido de COS.

Son escasos los trabajos que relacionan la aplicación de lodos de depuradora con el secuestro de carbono. Uno de los trabajos más representativos es el propuesto por Carabassa *et al.* (2015) cuyos resultados tras analizar la evolución del contenido y estabilidad del CO del suelo durante 18 años determinó un incremento en el contenido de C mayor en suelos enmendados frente a los suelos control. Otro factor obtenido que presentaban los suelos enmendados fue una mayor proporción de C recalcitrante y de ácidos húmicos íntimamente ligados a la materia mineral del

suelo. Considerando el período de estudio, la restauración con lodos ha supuesto un secuestro neto de 26 Mg C ha⁻¹, en comparación con los 19 Mg C ha⁻¹ en el suelo control. Voroney *et al.* (1989), indicaron que la mayoría del C liberado se pierde a la atmósfera en forma de CO₂ y sólo de un 20-30% del C aportado por los residuos orgánicos contribuye a aumentar el COS.

Tabla 8.
Contenido de carbono según el tipo de materia enmienda.
Fuente: Roig *et al.* (2012), Voroney *et al.* (1989), MAGRAMA (2015).

Tipo de enmienda	Contenido en carbono (Mg C ha ⁻¹)
Fertilización mineral	19
Lodos de depuradora	26

En base a la información sobre el CO generado por los lodos de depuradora en España en función de los diferentes tratamientos a los que se somete para su estabilización, la cantidad de C contenido en los mismos y las premisas aportadas por Voroney *et al.* (1989) para residuos orgánicos, se desarrolla la siguiente tabla:

Tabla 9
Contenido de carbono según el tipo de materia enmienda.
Fuente: Roig *et al.* (2012), Voroney *et al.* (1989), MAGRAMA (2015).

Tipo de tratamiento de los lodos	Contenido de CO total generado (t año ⁻¹)	Cantidad potencial de COS fijado (t)	Potencial de mitigación de CO ₂ (t)
Digestión anaerobia	81.600-204.000	24.500-61.000	90.600-225.000
Estabilización aerobia	16.800-42.000	5.000-12.600	18.500-46.620
Lodos compostados y otros.	120.000-300.000	24.000-90.000	88.000-330.000

Otro factor importante que tiene en cuenta los investigadores es la disponibilidad por parte de los cultivos de los nutrientes. Aunque hay discrepancia en la forma de abonado, los autores coinciden en que el aumento del COS es mayor a través de abonos sólidos frente a los líquidos, siendo un método de mitigación frente al cambio climático a la vez que la planta dispone durante más tiempo de los nutrientes para su actividad biológica. Los fertilizantes orgánicos sólidos (compost, estiércol, residuos agroindustriales, residuos urbanos y cubiertas vegetales) han mostrado ventajas para la mitigación de GEI respecto a la fertilización sintética, tanto a nivel de reducción de emisiones directas como de incremento del secuestro de C (Aguilera *et al.*, 2013).

Los datos aportados por los investigadores sobre la gestión de nutrientes como una de las medidas para incrementar el COS apuntan a un amplio potencial de mitigación de GEI, aunque aún existe un amplio grado de incertidumbre debido a la limitación en la información disponible.

Rotación de cultivos

En el pasado, el desarrollo de la agricultura convencional ha implicado una gran pérdida de MO del suelo y ser la principal causa del incremento de las emisiones de CO₂ en la atmósfera, pero hoy día, estudios han corroborado que prácticas agrícolas de conservación son una alternativa beneficiosa en la mitigación de GEI al favorecer la fijación del C en el suelo. La adopción de las prácticas agrarias de conservación, por lo general, conduce al acopio de COS en las capas superficiales del suelo frente al LC que, al producir la inversión de capas, provoca que este C se sitúe en las capas profundas.

La tendencia general de la captura de C en el suelo se debe al aumento del contenido de MO del suelo en las que se incluyen residuos orgánicos y cultivos de cobertura principalmente relacionada con rotación de cultivo. El enterrado de los restos orgánicos tras la cosecha produce el incremento del contenido de CO en capas más profundas del suelo que se ve contrarrestado por las emisiones producidas con el movimiento de suelo mayor que en SD. Respecto a la degradación del material vegetal en SD se produce de forma más lenta y, por tanto, la MO se ve afectada de forma análoga a la de los ecosistemas naturales (Ordoñez *et al.*, 2007b). La variación de las existencias de C de los suelos agrícolas se produce como resultado de alteración en el equilibrio entre la entrada y salida del C (Specka *et al.*, 2016).

En el sistema suelo-planta, se considera la entrada de C el que procede del CO₂ atmosférico fijado a través de los procesos fotosintéticos a los tejidos vivos. La pérdida de C se produce a través de la respiración autótrofa de las plantas y por la descomposición microbiana de los tejidos cuando el COS es devuelto a la atmósfera en forma de CO₂ en la respiración (Wei *et al.*, 2014). Dentro de este ciclo, el C es aportado al suelo a través de los restos vegetales y por el sistema radicular cuando mueren (Jones *et al.*, 2009).

En la siguiente tabla se recogen los artículos publicados en revistas científicas en base a las medidas de incremento de COS mediante la rotación de cultivos. Los autores relacionan la rotación de cultivo con diferentes prácticas agrícolas y la fertilización y como estas influyen en conjunto sobre el contenido de C fijado en el suelo.

Tabla 10
Base bibliográfica de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en función de la rotación de cultivos

Título	Equipos de Investigación	Centros de Investigación
Effect of tillage and crop (cereal versus legume) on greenhouse gas emissions and Global Warming Potential in a non-irrigated Mediterranean field	Guardia, G. ^a , Tellez-Rio, A. ^a , García-Marco, S. ^a , Martin-Lammerding, D. ^b , Tenorio, J. L. ^b , Ángel Ibáñez, M. A. ^a , Vallejo, A. ^a	^a ETSI Agrónomos, Technical University of Madrid, Spain ^b Departamento de Medio Ambiente, INIA, Madrid, Spain.
Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions.	Hernanz, J. L. ^a , Sánchez-Girón, V. ^b , Navarrete, L. ^c	^a Departamento de Ingeniería Forestal, ETSIM, Universidad Politécnica de Madrid, Spain. ^b Departamento de Ingeniería Rural, ETSIA, Universidad Politécnica de Madrid, Spain. ^c Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Agrario, Alcalá de Henares, Madrid, Spain.
Reproducing CO₂ exchange rates of a crop rotation at contrasting terrain positions using two different modelling approaches X.	Specka, C. ^a , Nendel, U. ^b , Hagemann, M. ^a , Pohla, M., Hoffmann ^c , Barkusky, D. ^d , Augustin, J. ^a , Sommer, M. ^c , van Oost, K. ^e	^a Institute of Landscape Biogeochemistry, Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Müncheberg, Germany. ^b Institute of Landscape Systems Analysis, Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Müncheberg, Germany. ^c Institute of Soil Landscape Research, Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Müncheberg, Germany. ^d Research Station, Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Müncheberg, Germany ^e George Lemaitre Centre for Earth and Climate Research, Earth and Life Institute, Catholic University of Louvain, Belgium.
Grain legume-based rotations managed under conventional tillage need cover crops to mitigate soil organic matter losses.	Plaza-Bonilla, D. ^a , Nolot, J. M. ^a , Passot, S. ^{a,b} , Didier Raffailac, D. ^a , Justes, E. ^a	^a INRA, UMR AGIR 1248, Castanet Tolosan Cedex, France. ^b Institut de Recherche pour le Développement, Montpellier, France.
Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses	Drinkwater, L. E., Wagoner, P., Sarrantonio, M.	Rodale Institute, 611 Siegfriedale, USA

Tabla 10 (continuación).

Título	Equipos de Investigación	Centros de Investigación
Effects of zone-tillage in rotation with no-tillage on soil properties and crop yields in a semi-arid soil from central Spain.	López-Fando, C., Dorado, J., Pardo, M.T.	Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Madrid, Spain.
Interactive effects of tillage and crop rotations on yield and chemical properties of soils in semi-arid central Spain.	López-Fando, C., Almendros, G.	Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Madrid, Spain.
Nitrogen, weed management and economics with cover crops in conservation agriculture in a Mediterranean climate.	Flower, K. C. ^{a,b} , Cordingley, N., ^b , Ward ^c , P. R. ^c , Weeks, C. ^d	^a School of Plant Biology and Institute of Agriculture, The University of Western Australia, Crawley, Australia. ^b Western Australian No-Tillage Farmers Association, Australia. ^c CSIRO Plant Industry, Private Bag No 5, Wembley, Australia. ^d Planfarm Pty. Ltd., Geraldton, Australia.

Son muchos los trabajos que reseñan el efecto positivo de los restos de cultivo sobre el incremento de COS. Angers *et al.* (1995) determinó que, el contenido de CO aportado por los residuos de maíz en los primeros veinte centímetros, es de un 30% respecto del C total. Lal (1999) indicó que el potencial de secuestro de carbono por los restos de cosecha oscilaba entre 0,05 y 0,30 Mg de C ha⁻¹ tanto en zonas semiáridas como tropicales. Freibauer *et al.* (2004) apreciaron, basándose en los datos de Smith *et al.* (2000), valores de secuestro de C en torno a los 0,70 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en suelos agrícolas de Europa. Un valor intermedio es el aportado por Janzen (2004) que evaluaron en 0,50 Mg C ha⁻¹año⁻¹ al mantener los restos vegetales en lugar de la quema.

Cualquier práctica de manejo dirigida a incrementar la producción cosechable aumentará indirectamente el C a través del aporte de los restos de cosecha. Una ventaja significativa en la que coinciden los investigadores es el tipo de rotación de cultivo. La siembra de leguminosa en los sistemas de cultivo puede resultar una buena estrategia para reducir la dependencia de los fertilizantes nitrogenados, mejoran las propiedades de los ecosistemas. Sin embargo, aunque el uso de las leguminosas como cultivos de cobertura se ha estudiado ampliamente, se sabe muy poco sobre los efectos de las rotaciones sobre el SOC (Plaza-Bonilla *et al.*, 2016). La intensificación de los cultivos y por tanto la reducción del periodo en el que los suelos se mantienen en reposo interfieren en la capacidad de secuestro de C (Franzluebbers, 2005; Sainju *et al.*, 2003). El incremento de material vegetal de fácil descomposición mejora la actividad microbiana del suelo lo que conlleva una mejora de la fertilidad del suelo y por tanto a un incremento del contenido de COS (Kuznyakov, 2010).

Tras la revisión bibliográfica, los autores coinciden en que el contenido de COS es mayor en SD que en LC. Los trabajos revisados combinan la rotación de cultivo tales como cereal/leguminosa con el LC, ML y la SD. Drinkwater *et al.* (1998) por su parte expone que hay otros aspectos

importantes que regulan COS al incorporar leguminosas en las rotaciones entre las que enumera la producción de biomasa en el suelo, la cantidad y calidad de los exudados del suelo, el impacto que se produce sobre la comunidad microbiana y los efectos estructurales sobre las propiedades del suelo y la protección que los agregados mantienen con el CO.

Ordóñez *et al.* (2007b), estudiaron, durante tres campañas agrícolas, a evolución y características del rastrojo depositado sobre un suelo arcilloso del Valle del Guadalquivir en el que se sigue la rotación leguminosa-cereal-girasol y como afecta su evolución temporal a la biomasa del rastrojo y a la capacidad de éste como fuente de C al suelo. Los resultados indicaron que la proporción de carbono liberado es similar para los tres residuos y se sitúa en torno a los 0,50 Mg ha⁻¹. Con respecto al contenido inicial esta cifra supone una pérdida de carbono del 51% para guisante, 53% para trigo y de un 41% para el girasol que es el residuo que se descompone con mayor dificultad.

En base a los trabajos revisados, los autores coinciden en la disminución del contenido de COS en rotación de cereal/leguminosa mediante el LC. Sin embargo, las rotaciones manteniendo los restos del cultivo anterior mitigan las pérdidas de COS. López-Fando *et al.* (2007) corrobora que los residuos generados en parcelas en SD con leguminosa son muy superiores a los generados en suelos en laboreo para el mismo cultivo. Estas diferencias en COS se relacionan con la menor intensidad del laboreo dado que al aumentar la aireación se incrementa el proceso de mineralización de la MO (Blevins *et al.*, 1984; Balldock y Kay, 1987; Dalal y Meyer, 1986; Cambardella y Elliot, 1993). Uno de los estudios más significativos a nivel nacional publicados propuesto por Boellstorff (2009) reafirma lo expuesto en otros trabajos subrayando que cada cultivo interviene de manera muy diferente en la cantidad de CO fijado en el suelo. Cabe destacar que los datos de C fijado en cultivos de cereal fueron inferiores al C aportado por cultivos de leguminosa, pero que la alternancia de cultivos favorece a la degradabilidad del material vegetal y por tanto la fijación de C.

Tabla 11
Incremento del contenido de COS según los restos vegetales

Restos vegetales	Incremento del contenido en C (%)
Maíz	30
Leguminosa	51
Trigo	53
Girasol	41

Pocos son los trabajos que han investigado sobre el incremento de COS comparando la elección de un monocultivo frente a la rotación. De las publicaciones revisadas, los autores coinciden en que el contenido de C fijado en los suelos fue muy superior en suelos bajo rotación de cultivos frente a los que optaron por el monocultivo en suelos bajo siembra directa y LC. Corroboran a su vez lo expuesto por investigadores tales como Blevins *et al.* (1984); Balldock y Kay, (1987); Dalal y Meyer (1986); Cambardella y Elliot (1993), los cuales determinaron que los cultivos en rotación y bajo prácticas agrícolas de SD, el contenido de COS era superior al de LC.

En base a los datos aportados por la comunidad científica en materia del incremento de COS en las rotaciones de cultivos frente a los monocultivos, las rotaciones aportaron mejoras en la fertilidad del suelo y, con ello, la productividad de los cultivos causados por el incremento de la biomasa en el suelo. La combinación de SD con la rotación de cultivo se plantea como una alternativa favorable para reducir los GEI así como mitigar los efectos del cambio climático adaptando los cultivos a las nuevas condiciones. Aunque la SD puede afectar a la distribución del C en los perfiles del suelo frente al LC, esto no se refleja en la absorción de los nutrientes por parte de las plantas ni en el rendimiento de los cultivos (López-Fando *et al.*, 1995).

Manejo de suelos

En España, las primeras investigaciones llevadas a cabo por parte de la comunidad científica sobre el tipo de manejo de suelo para incrementar el COS datan del 2001 publicado por Rodríguez Murillo (2001), pero ha sido en la última década, donde ha tomado mayor relevancia relacionar el COS como medida de lucha frente al cambio climático. Cabe destacar los ensayos llevados a cabo en Andalucía, Aragón, Castilla la Mancha, Castilla y León, Cataluña, La Rioja, Navarra, Madrid y Murcia, País Vasco entre otros coinciden en que los suelos en SD emiten un menor flujo de GEI en comparación con los suelos en ML y los de LC.

De las prácticas agrarias empleadas, la SD se ha incrementado en las últimas tres décadas en todo el mundo como método de mantener o aumentar el contenido de COS y mitigar las emisiones de GEI (Dimassi *et al.*, 2014). Los cambios en la gestión agrícola pueden aumentar potencialmente la tasa de acumulación de COS (López-Fando *et al.*, 2011). Son muchos los trabajos que han corroborado que la práctica de AC, concretamente la SD que incrementa el contenido de MO del suelo favoreciendo, en este sentido, la fijación de COS al mantener los restos de cultivos, reducir las emisiones de CO₂ a la atmósfera al no alterar el suelo, incrementa, gracias a ello, la fertilidad del suelo. Otro de los beneficios de la SD es la disminución las emisiones derivadas del menor consumo energético debido a la reducción del número de labores realizadas. Estas pueden calcularse en base al ahorro energético y de gasoil que se obtienen al realizar este tipo de sistema de manejo de suelo. Con ello y mediante la utilización de coeficientes de conversión de unidades de consumo de gasoil y energético a unidades de carbón equivalente emitido, es posible conocer las emisiones de CO₂ a la atmósfera de todas y cada una de las operaciones que entran en juego en los calendarios de tareas (operaciones de labranza, fertilización, tratamientos herbicidas, riego, siembra, cosecha, etc.) y poder realizar una comparativa con los otros sistemas de manejo estudiados.

La tabla siguiente recopila alguno de los artículos más relevantes que analizan la influencia del tipo de manejo de suelo con el incremento del contenido de COS. Hay que tener en cuenta que son muchos los trabajos que comparan diferentes tipos de prácticas agrícolas con la mitigación de las emisiones de GEI, pero en conjunto coinciden en los beneficios que la AC contribuye el manejo de suelo que favorece la fijación de C en el suelo.

Tabla 12
Base bibliográfica de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en función del manejo de Siembra Directa

Título	Equipos de Investigación	Centros de Investigación
Reducing soil CO₂ emission and improving upland rice yield with no-tillage, straw mulch and nitrogen fertilization in northern Benin	Ronal, E. ^d Yovo, D. ^{a,b} , Brüggemann, N. ^c , Jesse, N. ^d , Huat, J. ^{e,f} , Evariste Ago, E. ^b , Kossi Agbossou, E. ^b	^a School of Agriculture, University of Cape Coast, Cape Coast, Ghana. ^b Laboratoire d'Hydraulique et de Maîtrise de l'Eau, Faculté des Sciences Agronomiques, Cotonou, Benin. ^c Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany ^d WASCAL, Competence Center, Ouagadougou, Burkina Faso. ^e CIRAD, UR Hortsys, Cotonou, Benin.
Evolución del COS con tres sistemas de laboreo, convencional, mínimo y siembra directa, para una rotación cereal leguminosa en experimentos de larga duración (1985–2005).	Hernanz Martos, J. L. ^a , Sánchez-Girón, V. ^b , Navarrete Martínez, L. ^b ,	^a Departamento de Ingeniería Forestal. ETSI Montes. Universidad Politécnica de Madrid, Spain. ^b Departamento de Ingeniería Rural. ETSI Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid, Spain.
Estudio comparativo de la siembra directa con el cultivo tradicional de los cereales	Juste, F. ^a , Sánchez-Girón, V. ^b , Hernanz Martos, J.L. ^c	^a Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (I.V.I.A.). ^b Departamento de Ingeniería Rural. ETSI Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid, Spain. ^c Departamento de Ingeniería Forestal. ETSI Montes. Universidad Politécnica de Madrid, Spain
Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid region.	C. López-Fando, M. T. Pardo	Institute of Agricultural Sciences (ICA, CSIC), Madrid, Spain
Changes in soil chemical characteristics with different tillage practices in a semi-arid environment	C. López-Fando, M. T. Pardo	Institute of Agricultural Sciences (ICA, CSIC), Madrid, Spain
Macroaggregate-associated physical and chemical properties of a no-tillage chronosequence in a Miamian soil C.	Ochoa, G. ^a , Shukla, M. K. ^{b,c} , Lal, R. ^c	^a Department of Animal and Range Sciences, New Mexico State University, NM, USA. ^b Department of Plant and Environmental Sciences, New Mexico State University, NM, USA. ^c Carbon Management and Sequestration Center, the Ohio State University, Columbus, Ohio, USA.
Soil management effects on aggregate dynamics in semiarid Aragon (NE Spain)	Álvaro-Fuentes, J., Arrúe, J. L., Gracia, R., María Victoria López, M. V.	Departamento de Suelo y Agua. Estación Experimental de Aula Dei, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Zaragoza, Spain.

Ochoa *et al.* (2009) publicaron los resultados obtenidos fruto de sus investigaciones realizadas a lo largo de quince años sobre el comportamiento de los macro-agregados estables del suelo en la capacidad fijadoras de CO en las capas superficiales de suelos manejados bajo SD. Concluyeron que este tipo de manejo de suelo resultaba ser beneficioso para incrementar y acumular COS.

Son muchos los estudios que ratifican los resultados obtenidos por Ochoa *et al.* (2009) avalando el empleo de la agricultura basada en la SD reduce la perturbación del suelo, produciendo una menor de aireación del suelo lo que favorece la protección del C existente y permite la fijación de C adicional al suelo (Plaza Bonilla *et al.*, 2013).

Hernández *et al.* (2002) llevó a cabo en la provincia de Madrid dos experimentos de larga duración. El primero de ellos comenzó en 1983 con la rotación trigo-barbecho hasta que en 1987 se pasó a sembrar cebada en monocultivo y desde 1995 trigo en monocultivo en lugar de la cebada; el otro experimento se inició en 1985 con la rotación trigo veza. En ambos casos se compararon los sistemas de LC, ML y SD.

En la tabla siguiente se recogen los resultados obtenidos referentes a los niveles de COS almacenado para cada tipo de manejo de suelo para diferentes profundidades en los dos experimentos. En todos los casos los niveles de COS son superiores en no-laboreo, existiendo diferencias estadísticamente significativas en las profundidades 0-10 cm y 0-20 cm.

Tabla 13
Niveles de COS almacenado para cada tipo de manejo de suelo

Profundidad (cm)	COS almacenado (Mg/ha)					
	Trigo-Veza			Monocultivo cereal		
	LC	ML	SD	LC	ML	SD
0-10	11,0b	11,8b	15,6a	9,4c	11,7b	15,7a
0-20	22,2b	22,7b	26,6a	19,4b	22,1ab	25,6a
0-30	33,4a	32,1a	36,8a	29,5a	32,1a	34,9a
0-40	42,8a	39,4a	44,6a	39,0a	40,9a	41,3a

Los estudios avalan que el manejo de SD a lo largo del tiempo es una de las medidas que favorecen el incremento del contenido de COS, gracias a no alteración de los macro-agregados estables y micro-agregados que poseen un carácter protector del C confiriendo a este tipo de práctica agrícola un importante potencial mitigador de la emisión de GEI.

Incremento del secuestro del C

El suelo es el destino final de gran parte del C fijado a través de los procesos fotosintéticos en los ecosistemas terrestres siendo una cantidad pequeña fijado en el mar. Atendiendo al tipo de manejo de suelo, una parte importante del C fijado volverá a la atmosfera, bien mediante la liberación del CO₂ al realizar las labores preparatorias del suelo, bien por otros factores como la quema de rastrojos, respiración de los microorganismos descomponedores, etc. Pero se debe tener en cuenta que las tasas de rotación son lentas, y éstas hacen que la formación de un

depósito de COS grande juegue un papel esencial en las propiedades físicas y químicas del suelo y por tanto de su fertilidad. La acumulación de MO en el suelo es el resultado de muchos procesos complejos, pero pueden expresarse simplemente como la suma (integral) con el tiempo de la diferencia entre la tasa de producción de biomasa y exudación radicular y la tasa de descomposición de estas.

El C acumulado en los suelos se estima en 2.500 Gt, de las cuales 1.550 corresponderían a CO y 950 Gt a C inorgánico (3,3 veces el carbono atmosférico (760 Gt) y 4,5 veces el carbono presente en la vegetación (560 Gt)) (Lal, 2004). El COS desempeña un papel crucial en la determinación y el mantenimiento de las condiciones físicas y funcionales del suelo (Dexter *et al.*, 2008; Schjønning *et al.*, 2012). Este C que se produce a partir de la MO juega un papel clave en el flujo nutricional de la planta y por tanto interviene en la productividad agronómica de los suelos (Dexter *et al.*, 2008; Lal, 2004; Smith *et al.*, 2016). El aumento del COS es un proceso clave en las estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático de la agricultura. Tiene especial relevancia los agro ecosistemas mediterráneos, donde los suelos por lo general tienen un bajo contenido de CO y por tanto son muy vulnerables a la desertificación (Aguilera *et al.*, 2013).

La conversión de tierras forestales en superficie arable ha supuesto una pérdida significativa del CO previamente almacenado en el suelo y con ello a una liberación de CO₂ a la atmósfera, lo que ha contribuido al denominado efecto invernadero. Sin embargo, en las últimas décadas, experiencias llevadas a cabo en nuestro país, han demostrado que determinadas prácticas agrícolas pueden ayudar en gran medida a disminuir las emisiones de GEI que se dan en otros sectores, tales como la industria o el transporte.

De los artículos publicados, la comunidad científica coincide que las prácticas agrarias de conservación, reduce en gran medida las emisiones de CO₂ por parte de la maquinaria agrícola a la vez que disminuyen las emisiones por el laboreo. El manejo del suelo es una de las mejores herramientas para el cambio climático la mitigación y la adaptación (Lal *et al.*, 2011). De hecho, los suelos agrícolas ocupan alrededor del 35% de la superficie terrestre mundial (Betts *et al.*, 2007). También avalan el efecto del incremento de la fertilidad del suelo y de la actividad microbiana que repercute directamente sobre la productividad de los cultivos. En la tabla siguiente se recogen los estudios más relevantes sobre las publicaciones basadas en el secuestro de COS como medida de mitigación de GEI y lucha contra el cambio climático en la agricultura.

La tabla catorce recopila alguno de los artículos más relevantes que analizan la influencia de la SD con el incremento del contenido de COS. Cabe reseñar que son muchos los trabajos que comparan diferentes tipos de manejo del suelo con la mitigación de las emisiones de CO₂, otros hacen especial hincapié en la rotación de cultivos, gestión de nutrientes o el manejo de los restos vegetales, pero en conjunto coinciden en los beneficios que la SD contribuye a reducir los efectos del cambio climático en la agricultura.

Tabla 14
Base bibliográfica de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en función del incremento de C atmosférico

Título	Equipos de Investigación	Centros de Investigación
Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis.	Aguilera, E. ^a , Lassaletta, L. ^{b,c} , Gattinger, A. ^d , Gimeno, B. S. ^e	^a Univ. Pablo de Olavide, Sevilla, Spain. ^b UPMC/CNRS, UMR Sisyphe, Paris, France. ^c Department of Ecology, Universidad Complutense de Madrid, Madrid, Spain. ^d Research Institute of Organic Agriculture, Frick, Switzerland. ^e Ecotoxicology of Air Pollution, CIEMAT, Madrid, Spain.
Management options for reducing CO₂ concentrations in the atmosphere by increasing carbon sequestration in the soil	Batjes, N. H.	International soil reference and information centre, Wageningen, Netherlands.
Soil aggregation and organic carbon protection in a no-tillage chronosequence under Mediterranean conditions.	Plaza-Bonilla, D. ^a , Cantero-Martínez, C. ^a , Viñas P. ^a , Álvaro-Fuentes, J. ^b	^a Dept. de Producció Vegetal i Ciència Forestal, Universitat de Lleida, Spain. ^b Departamento de Suelo y Agua, Estación Experimental de Aula Dei, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Zaragoza, Spain.
Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture.	González-Sánchez, E. J. ^{a,b} , Ordóñez-Fernández, R. ^c , Carbonell-Bojollo, R. ^c , Veróz-González, O. ^b , Gil-Ribes, J. A. ^a	^a Depto. de Ingeniería Rural, ETSIAM, Universidad de Córdoba, Spain. ^b Asociación Española de Agricultura de Conservación Suelos Vivos (AEAC.SV), Córdoba, Spain. ^c Área de Producción Ecológica y Recursos Naturales, Centro IFAPA Alameda del Obispo, Córdoba, Spain
Soil management systems and short term CO₂ emissions in a clayey soil in southern Spain	Carbonell-Bojollo, R. ^a , González-Sánchez, E. J. ^{b,c} , Veróz-González, O. ^b , Ordóñez-Fernández, R. ^a	^a Área de Producción Ecológica y Recursos Naturales, Centro IFAPA Alameda del Obispo, Córdoba, Spain. ^b Asociación Española de Agricultura de Conservación, Suelos Vivos, Spain. ^c Dept. de Ingeniería Rural, ETSIAM, Universidad de Córdoba, Spain.
Fijación de C en el suelo en AC.	De Benito Muñoz, A., Sombbrero Sacristán, A.	Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León. (ITACyL).
Adopting SOC management practices in soils of varying quality: Implications and perspectives in Europe.	Merante, P. ^a , Dibari, C. ^a , Ferrise, R. ^a , Sánchez, B. ^b , Iglesias, A. ^b , Lesschen, J. P. ^c , Kuikman, P. ^c , Yeluripati, J. ^d , Smith, P. ^e , Bindi, M. ^a	^a University of Florence, School of Agriculture, DISPAA Department of Agrifood Production and Environmental Sciences, Florence, Italy. ^b Department of Agricultural Economics and Social Sciences, Technical Univ. of Madrid (UPM), Madrid, Spain. ^c Alterra, University and Research Centre, Wageningen, Netherlands. ^d The James Hutton Institute, Aberdeen, UK. ^e Inst. of Biological and Environmental Sciences, University of Aberdeen, UK.
Dynamics of soil organic carbon in an innovative irrigated permanent bed system on sloping land in southern Spain.	Boulal, H. ^{a,b} , Gomez-Macpherson, H. ^b ,	^a Agronomy Department, University of Córdoba, Spain. ^b Instituto de Agricultura Sostenible, CSIC, Córdoba, Spain.
Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context.	Smith, P.	School of Biological Sciences, University of Aberdeen, UK.
Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems.	Álvaro-Fuentes, J. ^a , Cantero-Martínez, C. ^b , López, M. V. ^a , Arrúe, J. L. ^a	^a Depto. de Suelo y Agua, Estación Experimental de Aula Dei, CSIC, Zaragoza, Spain. ^b Departament de Producció Vegetal i Ciència Forestal, Universitat de Lleida-IRTA, Lleida, Spain.

Tabla 14 (continuación).

Título	Equipos de Investigación	Centros de Investigación
Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments.	Luo, Z ^b , Wang, E ^b , Sun, O. J. ^c	<p>^a State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, China.</p> <p>^b CSIRO Land and Water, Clunies Ross Street, Black Mountain, Canberra, Australia.</p> <p>^c MOE Key Laboratory for Silviculture and Conservation and College of Forest Science, Beijing Forestry University, Beijing, China.</p>
Modeling soil organic carbon dynamics in an Austrian long-term tillage field experiment.	Franko, U. ^a , Heide Spiegel, H. ^b	<p>^a UFZ – Helmholtz Centre for Environmental Research, Department of Soil Physics, Halle, Germany.</p> <p>^b AGES, Austrian Agency for Health and Food Safety, Department for Soil Health and Plant Nutrition, Vienna, Austria.</p>
Greenhouse gas mitigation in the agricultural sector in Spain.	Álvaro-Fuentes, J. ^a , del Prado, A. ^b , Yáñez-Ruiz, D. R. ^c	<p>^a Departamento de Suelo y Agua, Estación Experimental de Aula Dei, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEAD-CSIC), Zaragoza, Spain.</p> <p>^b Basque Centre For Climate Change (BC3), Alameda Urquijo, Bilbao, Spain.</p> <p>^c Instituto de Nutrición Animal, Estación Experimental del Zaidín, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC), Granada, Spain.</p>
Conservation agriculture in dry areas of Morocco.	Mrabet, R. ^a , Moussadek, R. ^b , Fadlaoui, A. ^c , van Ranst, E. ^b	<p>^a Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Regional Agricultural Research Center of Tangier, Morocco.</p> <p>^b Department of Geology and Soil Science, Ghent University, Ghent, Belgium</p> <p>^c INRA, Regional Agricultural Research Center of Meknes, Morocco.</p>
Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices.	Lugato, E., Bampa, F., Panagos, P., Montanarella, L., Jones, A.	Institute for Environment and Sustainability, European Commission, Joint Research Centre, Ispra, Italy.

Tabla 14 (continuación).

Título	Equipos de Investigación	Centros de Investigación
Soil carbon stocks in conservation agriculture systems of Southern Africa.	Cheesman, S. ^{a,d} , Thierfelder, C. ^a , Eash, N. S. ^b , Tesfahun Kassie, G. ^c , Frossard, E. ^d	^a International Maize and Wheat Improvement Center (CIMMYT), Zimbabwe ^b Department of Biosystems Engineering and Soil Science, University of Tennessee Institute of Agriculture, USA ^c International Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA), ICARDA, Ethiopia ^d Institute for Agricultural Sciences, Plant Nutrition, ETH Zurich, Switzerland.
Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain.	Rodríguez-Murillo, J. C.	Centro de Ciencias Medioambientales, CSIC, Madrid, Spain.
Estimated soil organic carbon change due to agricultural land management modifications in a semiarid cereal-growing region in Central Spain.	Boellstorff, D. L.	Department of Geography, Bridgewater State College, USA

Disminuir los procesos oxidativos del C, así como las emisiones de CO₂ al reducir la alteración mecánica del suelo, incrementar el contenido de COS manteniendo los restos de cosechas de cultivos anteriores, ralentizar los procesos descomponedores y mineralizadores de la MO por parte de los microorganismos del suelo mediante el uso de AC, incremento de la fertilidad del suelo al acrecentar el contenido de MO procedente de la gestión de nutrientes y restos de cultivos son los factores que los grupos de investigación avalan como las medidas que favorecen el aumento del contenido de COS lo que contribuye a mitigar las emisiones de GEI en agricultura.

En un ensayo realizado en el Valle del Ebro, Fernández-Ugalde *et al.* (2009) compararon las producciones de cebada en sistemas de SD y LC. El estudio fue llevado a cabo en fincas adyacentes que habían estado los 7 años previos al mismo bajo los dos sistemas de manejo anteriormente mencionados. El estudio demuestra un incremento en los niveles de COS en la explotación manejada bajo SD.

Tabla 15.

Base bibliográfica de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en función del incremento de C

Práctica agraria	Profundidad (cm)			
	0-5	5-15	15-30	
COS (g/kg)	SD	12,55 ± 0,22 (a)	9,68 ± 0,12 (b)	9,32 ± 0,15 (b)
	LC	10,17 ± 0,14 (a)	9,63 ± 0,14 (b)	8,45 ± 0,08 (c)

Analizando los trabajos publicados a nivel nacional, Rodríguez-Murillo (2001) determinó un contenido de COS total de 3,7 Pg de C, lo que supone una media de 75,9 Mg C/ha, muy por encima de los valores calculados por el modelo utilizado a escala europea para el área Mediterránea (Lugato *et al.*, 2014). Un valor algo inferior al anteriormente mencionado es que

asigna el Jones *et al.* (2004), con un valor de C total de 3,5 Pg. Los trabajos más recientes, disminuyen estas cifras situando el valor en 2,8 Pg, lo que supone que, de media, los suelos españoles contienen 56,57 Mg C/ha en los primeros 30 cm de profundidad, algo más acorde con los valores medios que dan Smith *et al.* (2001) para los suelos agrícolas de Europa (53 Mg/ha).

Tabla 16
Contenido total de COS en España en los primeros 30 cm de suelo

Contenido total de COS (Pg)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (Mg/ha)
2,8	56,6
3,5	70,8
3,7	75,9

Trabajos como el de Müller-Lindenlauf, (2009) estimaron que la AE podría almacenar anualmente en los suelos hasta 1,5 Pg de C durante los próximos veinte a cincuenta años (el equivalente al 11% de las emisiones totales de C).

Uno de los factores en los que los autores discrepan es sobre la capacidad que tienen los suelos de almacenar C. El secuestro de C en el suelo tiene un potencial finito y no es permanente (Smith, 2004). Por un lado, está el estudio de Boellstorff, (2009), el cual propone que el suelo alcanza la estabilidad a los 100, mientras que otros trabajos muestran tiempos de estabilización del COS inferiores, como es el caso de los estudios realizados por Plaza-Bonilla (2013), cuyos resultados muestran las prácticas agrarias de conservación mejoraban la concentración de CO fijado y alcanza su máximo valor a los 11 años. Todo ellos reivindican la capacidad de las prácticas agrarias de conservación como medida que incrementa el contenido de COS lo que demuestra que son una alternativa a reducir los efectos del cambio climático en la agricultura gracias a la mitigación que con ella se produce sobre las emisiones de GEI.

Manejo de cubiertas

Actualmente la fijación de COS por parte de la actividad agraria es uno de los puntos más estudiados por los investigadores que tratan de determinar el potencial fijador de los suelos agrícolas para mitigar los efectos del cambio climático. La fijación o emisión de C dependen de los parámetros que determinan las entradas o salidas netas por parte del suelo (Smith, 2008). La controversia entre los investigadores ha surgido con respecto al idoneidad de los diferentes sistemas de manejo agrícola gestión agrícola ha surgido en la manera de incrementar el contenido de MO y por tanto de la capacidad fijadora de C en los suelos frente a los problemas de erosión y fertilidad para proteger los cultivos de la degradación que presentan (Castro *et al.*, 2008; Gómez *et al.*, 2009; Ramos *et al.*, 2010).

En este ámbito, se han reportado varios trabajos sobre los cambios en el manejo del suelo agrícola, pero sólo unos pocos han aportados datos de secuestro de C (Testi *et al.*, 2008; Álvaro-Fuentes *et al.*, 2009; Hernanz *et al.*, 2009). La mayoría de estos estudios, corroboran que la siembra de cubiertas vegetales entre los pies de cultivos leñosos le confieren, por un lado, un incremento en el contenido de COS aportado por los restos vegetales y, por otro, la capacidad

de reducir los efectos erosivos, a la vez de mejorar la infiltración del agua de lluvia en estos cultivos minimizando la pérdida de C a causa de la escorrentía. Un buen manejo de la cubierta es esencial para obtener beneficios (Guzmán y Alonso, 2004).

En la tabla 7 se recogen los artículos más relevantes que han centrado sus estudios en el manejo de cubiertas vegetales en cultivos leñosos como medida de incrementar el contenido COS, así como reducir las pérdidas de C en los suelos debido a los efectos erosivos.

Tabla 17
Base bibliográfica de los estudios más concluyentes en análisis del incremento de COS en función del manejo de cubiertas vegetales

Título	Equipos de Investigación	Centros de Investigación
Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil-plant system of Phragmites australis stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh	González-Alcaraz, M. N. ^a , Egea, C. ^a , Jiménez-Cárceles, F.J. ^b , Párraga, I. ^a , María-Cervantes, A. ^a , Delgado, M. J. ^c , Álvarez-Rogel, J. ^a	^a Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria, Área de Edafología y Química Agrícola, E.T.S. de Ingeniería Agronómica, Universidad Politécnica de Cartagena, Murcia, Spain. ^b Biocyma, Consultora en Medio Ambiente y Calidad, Murcia, Spain. ^c Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología, Universidad de Murcia, Murcia, Spain.
Soil water balance with cover crops and conservation agriculture in a Mediterranean climate	Ward ^a , P. R. ^b , Flowerb, K. C. ^{c,d} , Cordingley, N. ^d , Weeks, C. ^e , Micin, S. F. ^a	^a CSIRO National Sustainable Agriculture Flagship, CSIRO, Australia. ^b School of Plant Biology, University of Western Australia, ^c The UWA Institute of Agriculture, The University of Western Australia. ^d Western Australian No-Till Farmers Association, Australia. ^e Planfarm Pty. Australia.
Conventional tillage versus cover crops in relation to carbón fixation in Mediterranean olive cultivation.	Nieto, O. M. ^a Castro, J. ^b E. Fernández-Ondoño, E. ^a	^a Departamento Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada, Spain. ^b IFAPA Centro Camino de Purchil Junta de Andalucía, Granada, Spain.
Efecto de dos tipos de cubiertas vegetales en la asimilación de carbono por la biomasa aérea y en el secuestro de carbono del suelo de un viñedo de la D.O. la Rioja (España)	Peregrina, F., Pérez-Álvarez, E. P., García-Escudero, E.	Instituto de las Ciencias de la Vid y el Vino-(Gobierno de La Rioja-Universidad de La Rioja-CSIC), Servicio de investigación y Desarrollo Tecnológico Agroalimentario, Logroño. España.
Soil organic matter composition along a slope in an erosion-affected arable landscape in North East Germany	Ellerbrock, R. H., Gerke, H. H., Deumlich, D.	Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Soil Landscape Research, Müncheberg, Germany
Tillage and cropping effects on soil organic carbon in Mediterranean semiarid agroecosystems: Testing the Century model.	Álvaro-Fuentes, J., Arrúe, J. L., Gracia, R., María Victoria López, M. V.	Departamento de Suelo y Agua. Estación Experimental de Aula Dei, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Zaragoza, Spain.

Tabla 17 (continuación).

Título	Equipos de Investigación	Centros de Investigación
Effects of different olivegrove management systems on the OC and nitrogen content of the soil in Jaén (Spain)	Castro, J., Fernández-Ondoño, E. Rodríguez, C. Lallena, A. M., Sierra, M., Aguilar, J.	Dpto. Edafología, Universidad de Granada
Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions	Hernanz, J. L. ^a , Sánchez-Girón, V. ^b , Navarrete, L. ^c	^a Departamento de Ingeniería Forestal, ETSI Montes, Universidad Politécnica de Madrid, Spain ^b Departamento de Ingeniería Rural, ETSI Agrónomos, Universidad Politécnica de Madrid, Spain ^c Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Agrario, Finca El Encín, Alcalá de Henares, Madrid, Spain
Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain	Gómez, J. A. ^a , Sobrino, T. A. ^b , Giráldez, J. V. ^c , Fereres, E. ^c	^a Instituto de Agricultura Sostenible, CSIC, Cordoba, Spain ^b Federal University of Mato Grosso do Sul, Brazil ^c University of Córdoba, Department of Agronomy, Cordoba, Spain.

España se encuentra localizada en una zona la cual presenta un gran potencial para el secuestro de C (Vleeshouwers y Verhagen, 2002; Smith *et al.*, 2005). El manejo del tipo de cubierta vegetal es un factor importante para incrementar el contenido de COS en la agricultura. Son muchos los estudios que ratifican que la elección de un sistema de manejo de suelos basados en la AC para reducir las emisiones de GEI, recabando otros trabajos datos sobre la elección del tipo de cultivos para llevar a cabo rotaciones con variedades de incrementan los niveles de C en el suelo. En definitiva, en estudios analizados actualmente combinan ambas estrategias como medida de lucha frente al cambio climático.

Por lo general, un manejo de cubiertas vegetales basados en AC con rotación de cultivos compuesta de gramíneas y leguminosas siendo estas cubiertas de crecimiento espontánea o cultivos mantenidas estacionalmente desde el otoño hasta la primavera y eliminadas de forma mecánica, reduce las emisiones de GEI, evita la competencia por el agua y los nutrientes con otros cultivos, mejora la fertilidad del suelo por el aporte de restos vegetales y la actividad microbiana y reduce en gran medida las pérdidas del COS por efectos erosivos. El beneficio obtenido es la formación de humus (Guzmán y Alonso, 2001).

La mayoría de las estimaciones para determinar el potencial de secuestro de CO en el suelo producidos por las actividades agrícolas varían desde aproximadamente 0,3 a 0,8 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Smith 2008).

A pesar de la falta de información sobre el flujo de C, muchos trabajos han mostrado una clara tendencia fijadora de C en el suelo, Hernández *et al.* (2005), han determinado que, en parcelas con el manejo de cubiertas vegetales mediante siega mecánica, registraron un incremento del COS del 74% en las capas superiores con respecto a las que el manejo era mediante laboreo.

Gómez *et al.* (2009) aportó que el manejo de cubierta mediante mecanismos químicos duplicó el incremento de C en el suelo en solo 7 años en los 10 primeros centímetros. En el caso de Nieto *et al.* (2013) determinaron que este incremento de COS se incrementaba dos veces más en parcelas en AC frente al LC al mantener restos de podas y la hojarasca del cultivo leñoso, aumentando el contenido de CO en el olivar de 2,33 y 1,88 Mg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente, con un incremento anual de COS de 1.4 Mg C ha⁻¹ año⁻¹.

Tabla 18
Incremento del COS según tipo de manejo de cubierta

Tipo de manejo	Incremento de COS (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)
Cubiertas bajo AC	2,33
Cubiertas bajo LC	1,88

Ordóñez *et al.* (2007a) evaluaron el cambio en las propiedades del suelo comparando un olivar donde se aplicaron durante 6 años restos de la poda, con otro olivar no labrado y manteniendo el suelo desnudo, obteniendo en el primero un incremento del contenido de COS en los primeros 10 cm del perfil. Así mismo, Nieto *et al.* (2010) observaron como el COS de olivar pasaba de 27,1 Mg ha⁻¹ en los primeros 10 cm a 113,6 Mg ha⁻¹ al aplicar durante 5 años restos de poda de olivar como cubierta vegetal.

Tabla 19
Incremento del COS tras 5 años de ensayos

Tipo de manejo	Profundidad (cm)	Incremento de COS (Mg ha ⁻¹) en 5 años
Cubiertas bajo AC	0-10	27,1 a 113,6

Se han analizado en muchas ocasiones por parte de los grupos de investigación la cantidad de suelo que se pierde en los suelos agrícolas atendiendo al tipo de manejo empleado a causa de los procesos erosivos pero muy pocos han sido los que han determinado la cantidad de CO eliminado y como estos repercuten en la productividad de C en la biomasa. Uno de ellos es el equipo de investigación de González Alcaraz (2012) publica los datos de recabado en sus investigaciones en la que recaba datos de las pérdidas de CO en los suelos agrícolas. Los datos mostraron que los suelos agrícolas sufren una pérdida de CO disuelto en agua debido a la erosión de 12,7 Mg año⁻¹, además de otros nutrientes tales como nitrógeno, fósforo y potasio, mientras que las entradas de este C en las plantas de tratamiento residuales de agua urbana fueron de 5,5 Mg año⁻¹.

Tabla 20
Perdidas del COS causados por la escorrentía

Tipo de manejo	Perdidas de COS (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)
Cubiertas bajo LC	12,7

Aunque los datos analizados han sido obtenidos para una zona concreta de la península, este estudio puede resultar de gran relevancia a la hora de realizar nuevos estudios que permitan determinar los flujos de C que se producen en los suelos agrícolas. La creación de una base de datos y de modelos que ayuden a estudiar la dinámica del C en el sistema atmósfera-planta-suelo y luego predecir las posibles alteraciones en el intercambio de CO₂, puede ayudar a conocer ampliamente como paliar las emisiones de GEI.

Discusión

Para la redacción del informe se ha analizado ochenta y nueve trabajos, de los cuales se corresponden a setenta y seis equipos de investigación diferentes que han publicado los resultados de sus investigaciones en revistas científicas de gran impacto, por expertos en este tema tanto a nivel nacional como internacional. Se ha consultado gran cantidad de monografías académicas, guías técnicas, revistas científicas y otros textos de referencia en texto completo. De los trabajos revisados cuarenta y seis pertenecen a publicaciones realizadas en España y las otras cuarenta y dos perteneciente a estudios internacionales.

La mejora en la dinámica del C en el ciclo atmosfera-planta-suelo apartado por cada uno de los sistemas de manejos difiere, según los investigadores, en el tipo de medida empleada. El análisis de las medidas que incrementa el contenido de COS comprende, además de los factores climáticos y propiedades del suelo, prácticas o manejo determinadas benefician la fijación de C y reducen las emisiones de CO₂ en la agricultura. Prácticas como la AC que junto con una gestión adecuada de nutrientes, rotación de cultivos y manejo de cultivos extensivos o cubiertas vegetales en el caso de cultivos leñosos y la reducción de las operaciones de preparación del terreno potencian el efecto sumidero de los suelos frente al LC.

Incremento del COS con la fertilización

Los trabajos analizados coinciden en la importancia de gestionar los nutrientes como medida de incrementar el COS bien a partir del mantenimiento de los restos vegetales de cultivos tras las cosechas bien a través del aporte de nutrientes de origen orgánico o mineral. Si bien los trabajos publicados sobre la gestión de nutrientes corroboran la importancia de aportar nutrientes a los suelos, demostrado ha queda que el contenido de MO del suelo y el C total es superior con la aplicación de fertilizantes orgánico frente a los fertilizantes origen mineral o sintéticos.

Los fertilizantes orgánicos de origen animal (estiércol, purines, compost, lodos, etc) o vegetal (restos de cosechas o podas, cubiertas vegetales, residuos agroindustriales, etc.) han manifestado ventajas significativas en la mitigación de GEI respecto a la fertilización sintética, tanto a nivel de reducción de emisiones directas como de incremento del secuestro de C. Los residuos orgánicos aportan gran variedad de nutrientes, que como se analiza en los trabajos publicados, las porciones pueden variar principalmente en función del tipo de residuo, estado y origen. La elección de los residuos utilizados, como es el caso del compost depende de los factores nutricionales y operacionales.

Los restos orgánicos de origen vegetal aportan valores de COS significativamente superiores a los contribuidos por la fertilización mineral. Estos restos contienen aproximadamente un 45% de C y son los principales precursores de MO promoviendo la actividad microbiana y enzimática, mejorando las propiedades químicas y la disponibilidad de nutrientes. La conversión de CO en los restos vegetales a COS estableció valores del 10% en AC frente al 8% en el caso del LC.

En el caso de los residuos agroindustriales como el alperujo compostado, la aplicación continuada conlleva un incremento del COS de 10 Mg ha⁻¹ en las capas superficiales. No obstante, la aplicación de restos vegetales, la fijación de C por parte de estos varía en función del tipo de cultivo y la capacidad de descomposición del mismo. La incorporación de leguminosas en las rotaciones incrementa la producción de biomasa en el suelo, cantidad y calidad de los exudados del suelo, el impacto que se produce sobre la comunidad microbiana y los efectos estructurales sobre las propiedades del suelo y la protección que los agregados mantienen con el CO.

Referente a la fertilización origen animal la adición de restos orgánicos aumenta directamente el C del suelo mejorando la estabilidad de los agregados. Otros trabajos no han observado diferencias en los stocks de COS encontrando incluso diferencias negativas.

La problemática actual en la gestión de eliminación residuos procedentes de depuradoras y urbanos se ha agravado. El reciclado frente a otros destinos se ha reforzado especialmente al constituir una fuente de MO importante a la vez de ser una alternativa al uso de fertilizantes sintéticos en la agricultura. A parte de su limitación de uso en agrícola en AE por la presencia de metales pesados y otros compuestos tóxicos, el aporte de lodos en los suelos agrícolas puede mejorar sus propiedades químicas en relación a los contenidos en MO y humedad mejorando sus propiedades fitológicas y asegurando un aumento de la capacidad absolvedora e inmovilizadora de sus componentes lo que favoreciendo el incremento del COS.

Aunque los trabajos analizados establecen que el aporte de fertilizantes orgánicos conlleva un incremento de MO frente a los sintéticos, el tipo de manejo desempeña un papel importante en la capacidad fijadora y mantenedora del COS. Las prácticas agrarias de conservación favorecen el incremento de MO en el suelo al mantener los restos vegetales durante más tiempo la vez que permite que la descomposición de estos se asemeje a las condiciones naturales de la misma forma que mitiga las emisiones de GEI al reducir el número de labores frente al LC.

La rotación de cultivos como fijadora de COS

La captura de C en el suelo se debe en gran medida al aumento del contenido de MO de los suelos generados por los restos orgánicos y cultivos de cobertura en rotación. Son muchos los trabajos que refieren el efecto positivo de los restos de cultivo sobre el incremento de COS. No obstante, este factor se encuentra íntimamente relacionado con el tipo de práctica agraria empleada y el tipo de cultivo.

Si bien algunos autores se han centrado en estudiar el incremento de COS en los monocultivos, gran parte de la comunidad científica ha optado por analizar los beneficios de las rotaciones. Los datos aportaron que suelos en rotación presentaban contenidos de C fijado muy superior frente

a los monocultivos. Las rotaciones aportaron mejoras de la fertilidad del suelo y la productividad gracias incremento de la biomasa en el suelo.

Una particularidad significativa en la que coinciden los autores es sobre el tipo de rotación de cultivo y el tipo de manejo. Si bien algunos trabajos combinan la rotación de cultivo tales como cereal/leguminosa con el LC, ML y la SD, otros se han centrado han optado por el LC y la SD.

Aunque algunos autores valoran positivamente el cultivo de leguminosa como medida de reducción de la dependencia de los fertilizantes nitrogenados a la vez que mejoran las propiedades de los ecosistemas, otros han determinado como aspectos importantes la labor reguladora del COS al incorporar al incrementar la producción de biomasa en el suelo, la cantidad y calidad de los exudados del suelo, el impacto que se produce sobre la comunidad microbiana y los efectos estructurales sobre las propiedades del suelo y la protección que los agregados mantienen con el CO.

Cabe reseñar que cada cultivo interviene de manera muy diferente en la cantidad de CO fijado en el suelo y que a su vez depende en gran medida del tipo de manejo de suelo desarrollado. La rotación de cultivo en AC se plantea como una alternativa favorable para incrementar el contenido de COS a la vez que reduce la emisión de GEI adaptando los cultivos a las nuevas condiciones.

AC en la fijación de COS

Son muchos los trabajos que corroboran que la práctica de AC, favorece el incremento de MO en el suelo lo que se traduce en un aumento del contenido de COS. Aunque existe una amplia bibliografía científica comparando distintos tipos de manejo de suelo y los resultados obtenidos por la comunidad científica pueden ser muy diferentes a tenor de la zona de estudio y las condiciones climáticas, hay una tendencia favorable sobre las prácticas agrícolas de conservación.

De las prácticas agrarias empleadas y la que ha incrementado su superficie en todo el mundo en las últimas décadas es la SD. Es considerada como tipo de manejo capaz de método de mantener o aumentar el contenido de COS a la vez que permite mitigar las emisiones de GEI. Este tipo de práctica agrícola ha mejorado la capacidad fijadora de C por parte de los suelos en rotación de cultivo.

Son muchos los trabajos que ratifican el empleo de una agricultura basada en la SD que reduce la perturbación del suelo, produciendo una menor aireación favoreciendo la protección del C existente a la vez que incrementa la capacidad fijadora de C adicional al suelo a la vez que mantiene actividad de los microorganismos descomponedores de la MO la cual se asemeja a los procesos naturales de descomposición y estabilización.

Suelos agrícolas como sumideros de carbono

Los suelos agrícolas soportan más CO que el almacenado por la vegetación y la atmósfera en forma de CO₂. Este hecho contrastado por los investigadores evidencia que los suelos agrícolas constituyen un importante e inmediato medio para secuestrar C, lo que se traduce en la retirada de dióxido de carbono de la atmósfera y contribuye en la mitigación del calentamiento global. La

disminución de los procesos oxidativos del C así como las emisiones de CO₂ a la atmósfera al reducir las operaciones, mantener los restos vegetales, ralentizar los procesos descomponedores y mineralizadores de la MO por los microorganismos del suelo son factores que los grupos de investigación avalan como las medidas que favorecen el incremento del contenido de COS.

Los resultados experimentales obtenidos por la comunidad científica ratifican que el uso de AC juega un papel importante en la lucha contra el cambio climático al favorecer la fijación de C en el suelo, optimizando la fotosíntesis de las plantas para aumentar las producciones de los cultivos. Uno de los sumideros terrestres más importantes del almacenamiento de C y del intercambio con el CO₂ atmosférico es el COS, y la AC desempeña un papel importante en su aumento, mejorando al mismo tiempo la calidad ambiental en los sistemas productivos. Todo ello reivindica la capacidad de las prácticas agrarias de conservación como medida que incrementa el contenido de COS lo que demuestra que son una alternativa a reducir los efectos del cambio climático en la agricultura gracias a la mitigación que con ella se produce sobre las emisiones de GEI.

Cabe reseñar que los suelos no fijan C indefinidamente si no que por el contrario tienen una capacidad limitada. Si bien hay autores que proponen que el suelo alcanza la estabilidad a los 100 años, otros muestran tiempos de estabilización del COS inferiores, no obstante, todos ellos apuntan al uso de AC como fuente captora de COS.

Cubiertas vegetales para incrementar el COS

En la actualidad el uso de cubiertas vegetales en cultivos leñosos es uno de los puntos más estudiados por los investigadores que tratan de determinar el potencial fijador de los suelos agrícolas para mitigar los efectos del cambio climático. Por lo general, un manejo de cubiertas vegetales basados en AC con rotación de cultivos, bien de crecimiento espontáneo bien sembradas, mantenidas de estacionalmente desde el otoño hasta la primavera y eliminadas de forma mecánica, reduce las emisiones de GEI. Entre las ventajas observadas por los investigadores, se encuentra la reducción de los efectos erosivos por parte de

A pesar de la escasez de información sobre el flujo de C, se ha mostrado la tendencia fijadora de C en el suelo en parcelas con manejo de cubiertas en AC mediante siega mecánica, incremento el COS en un 74% en las capas superiores frente a parcelas en LC, sin embargo, el manejo de cubierta mediante mecanismos químicos, duplicó el incremento de C para el mismo periodo.

Cabe destacar que pocos son los trabajos donde se ha tenido en cuenta las pérdidas de CO disuelto en agua en suelos desnudos debido a la erosión. Determinar las pérdidas de C disuelto puede indicar una pequeña porción de CO eliminado de los suelos agrícolas. Sin embargo, existe gran cantidad de bibliografía que analiza la cantidad de CO fijado por la vegetación, de los cuales hay estudios que analizan el C fijado por la vegetación espontánea o cultivos, tipo de manejo de suelo y gestión de las cubiertas. Esto ha permitido a la comunidad científica a establecer modelos que permitan determinar los flujos de C que se producen en los suelos agrícolas.

La creación de una base de datos y modelos que faciliten investigar la dinámica del C en los sistemas agrícolas a la vez que predecir las posibles transformaciones en los flujos de CO₂, ayudarán a paliar las emisiones de GEI.

Consideraciones finales

Las medidas que interviene en el incremento del contenido de COS son muchas y contribuyen de forma distintas, no obstante, los datos muestran que la capacidad fijadora de CO se encuentra íntimamente relacionada con la combinación de diferentes factores. Además de la climatología y propiedades del suelo, el manejo agrícola es un factor determinante en la cantidad y calidad del COS.

La AC es el método de manejo que aportó mayores datos de C fijado, al reducir la alteración del suelo por parte de la maquinaria agrícola y disminuir el impacto sobre los macro y micro-agregados, en las capas más superficiales frente al LC. El manejo de suelo potencia a su vez el C fijado en la fertilización. Probado queda que las concentraciones de C aportadas por los fertilizantes sintéticos son menores que los aportados por los orgánicos, por el contrario, las pérdidas del COS se deben en gran medida al aumento de la mineralización de la MO causadas por la actividad biológica de los microorganismos que se dan en suelos manejados en LC.

Otra medida analizada es la rotación de cultivos. En este caso, los mayores niveles de COS se dan en suelo en rotación frente a los monocultivos. Estos niveles de C se ven afectado a su vez por el manejo y la gestión de fertilizantes orgánicos. El manejo de las cubiertas vegetales bien gestionadas, permite que el C fijado en los suelos se mantenga durante más tiempo en el suelo y por tanto se reduzcan las pérdidas de suelo por los procesos erosivos incrementados la fertilidad de los suelos. En este grupo también se encuentran el manejo de cubiertas vegetales en cultivos leñosos, las cuales realizan la misma función que los suelos en rotación.

Todos estos factores hacen que los suelos manejados en AC posean niveles de COS superiores a los manejados en LC, en consecuencia, este efecto se traduce en un aumento de la productividad vegetal, reducción de las emisiones de GEI y lucha contra el cambio climático.

3.2- Mejora de productividad por el aumento de carbono orgánico de los suelos

Introducción

El concepto de calidad del suelo se ha ampliado y ya no se asocia sólo a su capacidad productiva sino también a las funciones medioambientales que puede realizar, como actuar de filtro (protegiendo las aguas tanto superficiales como subterráneas de productos fitosanitarios o residuos industriales y municipales) o fijar carbono, mitigando así el cambio climático (Reeves, 1997).

Mantener niveles adecuados de carbono orgánico del suelo (COS) es fundamental para el mantenimiento de importantes propiedades físicas y químicas del mismo. Numerosos autores se refieren al carbono orgánico del suelo como un concepto completamente ligado a muchos indicadores de la calidad del mismo y podría decirse que es el indicador más significativo en sí mismo de la calidad del suelo y de su productividad. Favorece, por ejemplo, la formación de agregados de partículas de suelo y consecuentemente interviene en la distribución del espacio poroso del mismo, afectando diversas propiedades físicas, como humedad aprovechable, capacidad de aireación y movimiento de agua y gases en el suelo. Además, el carbono orgánico del suelo, formado por compuestos de diversa naturaleza química y estado de descomposición, interviene en las propiedades químicas del suelo, aumenta la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y la capacidad tampón sobre la reacción del suelo (pH). Producto de la mineralización de la materia orgánica del suelo (MOS), se liberan diversos nutrientes para las plantas, muchos de los cuales son aportados en forma deficitaria por los minerales del suelo. El carbono orgánico del suelo interviene en las propiedades biológicas, básicamente actuando como fuente energética para los organismos heterótrofos del suelo. El carbono orgánico del suelo, a través de los efectos en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo ha resultado ser el principal determinante de su productividad (Martínez *et al.*, 2008).

Cómo ya se ha expuesto en anteriores epígrafes de este informe, existen prácticas que permiten incrementar los niveles de carbono orgánico del suelo. No debemos olvidar que, como actividad económica que es, la agricultura debe ofrecer producciones adecuadas que permitan la subsistencia de los agricultores, además de proporcionar alimento a una población mundial en aumento. Por tanto, debemos buscar la viabilidad económica de las prácticas propuestas, lo que implica que se deben mantener las producciones en niveles al menos similares o, de ser posible, superiores a las obtenidas con el modelo convencional.

Metodología

Dado que la bibliografía consultada para el desarrollo de este capítulo se asienta como norma general en la comparativa de producciones obtenidas en base a técnicas de cultivo, se ha decidido estructurarlo en función de dichas técnicas, que engloban los aspectos desarrollados en anteriores epígrafes. Éstas técnicas son la agricultura ecológica, el uso de fertilizantes orgánicos y la agricultura de conservación.

Para la realización de la revisión objeto de este epígrafe se han realizado búsquedas en el servicio de información científica "Web of Science" en que se han realizado búsquedas tanto en español como en inglés de los siguientes términos y combinaciones de los mismos:

- Carbono orgánico del suelo
- Materia orgánica del suelo
- Fertilización orgánica
- Agricultura ecológica
- Agricultura de conservación
- Productividad
- Rendimientos

De entre los resultados obtenidos en las búsquedas se ha realizado una selección, escogiendo los que ofrecen información relevante por relacionar de manera directa la producción con el carbono orgánico del suelo o por aportar información aplicable a España por alguno de los siguientes motivos:

- Muestra los resultados de ensayos/experimentos llevados a cabo dentro de la geografía española.
- Se muestran resultados de zonas con climatología comparable a la española (clima mediterráneo).

A continuación, se relacionan los artículos seleccionados, de entre los cuales se desarrollan en el apartado "resultados" los más relevantes.

AUTORES	AÑO	TITULO	PUBLICACIÓN	TÉCNICAS COMPARADAS	LUGAR	CULTIVOS
Armengot, L., José-María, L., Chamorro, L., Sans, F. X.	2013	Weed harrowing in organically grown cereal crops avoids yield losses without reducing weed diversity.	Agronomy for sustainable development, 33(2), 405-411.	Sistemas de manejo (Convencional-Ecológico)	Cataluña (España)	Trigo, cebada.
Biau, A., Santiveri, F., Mijangos, I., Lloveras, J.	2012	The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions.	European journal of soil biology, 53, 56-61.	Fertiización (Nula- Orgánica-Inorgánica)	Lérida (España)	Maíz.
Boellstorff, D. L.	2009	Estimated soil organic carbon change due to agricultural land management modifications in a semiarid cereal-growing region in Central Spain.	Journal of Arid Environments, 73(3), 389-392.	Sistemas de manejo (Rotación 3 años- Rotación 5 años)	Toledo (España)	Trigo, Veza
Fernández-Ugalde, O., Virto, I., Bescansa, P., Imaz, M. J., Enrique, A., Karlen, D. L.	2009	No-tillage improvement of soil physical quality in calcareous, degradation-prone, semiarid soils.	Soil and Tillage Research, 106(1), 29-35.	Sistemas de manejo (Convencional-Agricultura de Conservación)	Navarra (España)	Cebada.
García-Martín, A., López-Bellido, R. J., Coletto, J. M.	2007	Fertilisation and weed control effects on yield and weeds in durum wheat grown under rain-fed conditions in a Mediterranean climate.	Weed Research, 47(2), 140-148	Fertilización (0-Orgánica-Química) y Control de malas hierbas (0-Químico-Grada-Laboreo en franjas)	Badajoz (España)	Cebada, trigo.
Gil, M. V., Carballo, M. T., Calvo, L. F.	2008	Fertilization of maize with compost from cattle manure supplemented with additional mineral nutrients.	Waste Management, 28(8), 1432-1440.	Fertilización (Orgánica-Inorgánica)	León (España)	Maíz
Gragera-Facundo, J., Daza-Delgado, C., Gil-Torralvo, C. G., Gutiérrez-Perera, J. M., Esteban-Perdigón, A.	2010	Comparing the Yield of Three Pepper Cultivars in Two Growing Systems, Organic and Conventional, in Extremadura (Spain).	In XXVIII International Horticultural Congress on Science and Horticulture for People (IHC2010): International Symposium on 933 (pp. 131-135).	Sistemas de manejo (Convencional-Ecológico)	Badajoz (España)	Pimiento

AUTORES	AÑO	TITULO	PUBLICACIÓN	TÉCNICAS COMPARADAS	LUGAR	CULTIVOS
Herencia, J. F., Ruiz, J. C., Melero, S., Galavís, P. G., Maqueda, C.	2008	A short-term comparison of organic v. conventional agriculture in a silty loam soil using two organic amendments.	The Journal of Agricultural Science, 146(06), 677-687.	Sistemas de manejo (Convencional-Ecológico)	Sevilla (España)	Patata, lechuga, zanahoria, espinaca y tomate
Herencia, J. F., Ruiz-Porras, J. C., Melero, S., Garcia-Galavis, P. A., Morillo, E., Maqueda, C.	2007	Comparison between organic and mineral fertilization for soil fertility levels, crop macronutrient concentrations, and yield.	Agronomy Journal, 99(4), 973-983	Fertilización (Orgánica-Inorgánica)	Sevilla (España)	Calabacín, haba, acelga, tomate, zanahoria, remolacha y pimiento
Hernanz, J. L., López, R., Navarrete, L., Sanchez-Giron, V.	2002	Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain.	Soil and Tillage Research, 66(2), 129-141.	Sistemas de manejo (Convencional-Mínimo laboreo-No-laboreo)	Madrid (España)	Cereales y veza.
Lampurlanés, J., Plaza-Bonilla, D., Álvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C.	2016	Long-term analysis of soil water conservation and crop yield under different tillage systems in Mediterranean rainfed conditions.	Field Crops Research, 189, 59-67.	Sistemas de manejo (Convencional-No-laboreo)	Lérida (España)	Cereales, colza y guisante.
López-Fando, C., Almendros, G.	1995	Interactive effects of tillage and crop rotations on yield and chemical properties of soils in semi-arid central Spain.	Soil and Tillage Research, 36(1), 45-57.	Sistemas de manejo (Convencional-No-laboreo)	Toledo (España)	Cebada, girasol y veza.
Mijangos, I., Albizu, I., Garbisu, C.	2010	Beneficial effects of organic fertilization and no-tillage on fine-textured soil properties under two different forage crop rotations.	Soil Science, 175(4), 173-185.	Manejo de suelo (No Laboreo-Convencional) y fertilización (Orgánica-Inorgánica)	Vizcaya (España)	Maíz, vallico de Italia, triticale+guisante
Melero, S., López-Bellido, R. J., López-Bellido, L., Muñoz-Romero, V., Moreno, F., Murillo, J. M.	2011	Long-term effect of tillage, rotation and nitrogen fertiliser on soil quality in a Mediterranean Vertisol.	Soil and Tillage Research, 114(2), 97-107.	Sistemas de manejo (Convencional-Agricultura de Conservación)	Córdoba (España)	Trigo, girasol, garbanzo y habas.

AUTORES	AÑO	TITULO	PUBLICACIÓN	TÉCNICAS COMPARADAS	LUGAR	CULTIVOS
Melero, S., Porras, J. C. R., Herencia, J. F., Madejon, E.	2006	Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management.	Soil and Tillage Research, 90(1), 162-170.	Sistemas de manejo (Convencional-Agricultura ecológica)	Sevilla (España)	Haba, melón y sandía.
Montanaro, G., Celano, G., Dichio, B., Xiloyannis, C.	2010	Effects of soil-protecting agricultural practices on soil organic carbon and productivity in fruit tree orchards.	Land Degradation & Development, 21(2), 132-138.	Manejo de suelo (Cubiertas vegetales en cultivos leñosos-manejo convencional)	Basilicata (Italia)	Albaricoque y kiwi.
Moreno, F., Arrúe, J. L., Cantero-Martínez, C., López, M. V., Murillo, J. M., Sombrero, A., López-Garrido, R., Madejón, E., Moret, D., Álvaro-Fuentes, J.	2010	Conservation agriculture under Mediterranean conditions in Spain.	In Biodiversity, biofuels, agroforestry and conservation agriculture (pp. 175-193). Springer Netherlands.	Agricultura de conservación	España	General.
Pardo, G., Perea, F., Martínez, Y., Urbano, J. M.	2014	Economic profitability analysis of rainfed organic farming in SW Spain.	Outlook on Agriculture, 43(2), 115-122.	Sistemas de manejo (Convencional-Agricultura ecológica)	Sevilla (España)	Trigo, girasol, guisante, haba.
Pardo, G., Albar, J., Cavero, J., Zaragoza, C.	2009	Economic evaluation of cereal cropping systems under semiarid conditions: minimum input, organic and conventional.	Scientia Agricola, 66(5), 615-621.	Sistemas de manejo (Mínimos insumos-Convencional-Ecológico)	Zaragoza (España).	Cebada, trigo duro, veza.
Ordóñez Fernández, R., González Fernández, P., Giráldez Cervera, J. V., Perea Torres, F.	2007	Soil properties and crop yields after 21 years of direct drilling trials in southern Spain.	Soil and Tillage Research, 94(1), 47-54.	Sistemas de manejo (Convencional-Agricultura de Conservación).	Sevilla (España).	Trigo, cereal, leguminosas.
Revilla, P., Landa, A., Rodríguez, V. M., Romay, M. C., Ordás, A., Malvar, R. A.	2008	Maize for bread under organic agriculture.	Spanish Journal of Agricultural Research, 6(2), 241-247.	Agricultura ecológica.	Noroeste de España.	Maíz.

AUTORES	AÑO	TITULO	PUBLICACIÓN	TÉCNICAS COMPARADAS	LUGAR	CULTIVOS
Raffa, D. W., Bogdanski, A., Tittonell, P.	2015	How does crop residue removal affect soil organic carbon and yield? A hierarchical analysis of management and environmental factors.	Biomass and Bioenergy, 81, 345-355.	Manejo restos de cosecha.	Mundial.	Extensivos.
Sanchez, J. E., Harwood, R. R., Willson, T. C., Kizilkaya, K., Smeenk, J., Parker, E., Paul, E.A., Knezek, B.D., Robertson, G. P.	2004	Managing soil carbon and nitrogen for productivity and environmental quality.	Agronomy Journal, 96(3), 769-775.	Fertilización (Convencional, Integrada, Orgánica).	Milwaukee (Estados Unidos)	Trigo, maíz y soja.
Seremesic, S., Milosev, D., Djalovic, I., Zeremski, T., Ninkov, J.	2011	Management of soil organic carbon in maintaining soil productivity and yield stability of winter wheat.	Plant Soil Environ, 57(5), 216-221.	Rotaciones y fertilización.	Novi Sad (Serbia).	Trigo, maíz y soja.

Resultados

Es una opinión generalizada la bibliografía revisada que un aumento en el carbono orgánico del suelo mejora las propiedades de éste y, como consecuencia, incrementa su productividad. Sin embargo, es escasa la bibliografía que vincule de manera directa estos dos parámetros en términos cuantitativos.

Bauer y Black en 1994 cuantificaron de manera directa el efecto del contenido de materia orgánica del suelo sobre la productividad en un ensayo llevado a cabo en Dakota del Norte (Estados Unidos). En este estudio se compararon las producciones de trigo a lo largo de cuatro años en parcelas con diferentes niveles de materia orgánica del suelo y los autores concluyen que “la contribución de 1 Mg/ha de materia orgánica del suelo en los 30,5 cm superficiales a la productividad inherente del suelo es de 35,2 y 15,6 kg/ha de materia seca aérea y grano de trigo respectivamente”.

Existe también un estudio realizado en Serbia en el que se aporta un valor promedio de productividad del carbono orgánico del suelo, si bien, los factores que se comparan no son diferentes concentraciones de carbono orgánico del suelo, sino diferentes rotaciones con y sin fertilización. Se trata de un estudio de larga duración (1970-2007) llevado a cabo en la llanura panónica de Serbia que interrelacionó la producción de trigo con los niveles de carbono orgánico del suelo. Se compararon las producciones y niveles de carbono orgánico del suelo en los periodos 1970-1980 y 2000-2007 (Tabla 1).

Tabla 1.
Valores de producción, carbono orgánico del suelo y productividad del carbono orgánico del suelo.

Fuente: Seremesic *et al.* (2011)

Rotación	Fertilización	Producción de trigo (kg/ha)			COS (Mg/ha)			Productividad (kg/ha)
		1970-80	2000-07	Difer	1970-80	2000-07	Difer	
Monocultivo trigo	Sí	4.370	2.940	1.430	69,0	65,5	3,50	410
Trigo-Maíz-Soja	Sí	5.030	4.840	190	68,4	65,1	3,30	58
Trigo-Maíz	Sí	4.630	4.200	430	66,5	63,9	2,58	160
Trigo-Maíz-Soja	No	1.660	1.530	130	60,6	55,0	5,60	24
Trigo-Maíz	No	1.160	980	180	56,5	51,5	5,04	36
Media		3.370	2.900	470	64,2	60,2	4,00	138

Según los autores (Seremesic *et al.*, 2011) la pérdida de carbono orgánico de suelo observada en todos los casos podría ser el resultado de la intensificación de la tecnología de cultivo, la reducida cantidad de fertilizantes orgánicos y minerales empleados o la quema y eliminación de residuos de cultivos. Esta disminución de carbono orgánico del suelo llevó a una disminución del potencial del suelo para la producción de trigo. Según el estudio, la productividad media de 1 Mg/ha de carbono orgánico del suelo es de 138 kg/ha de trigo. Los autores concluyen que mediante el uso de técnicas de manejo de suelo adecuadas en la rotación de tres años, se podría detener y posiblemente revertir la pérdida de carbono orgánico del suelo en la zona.

Sin embargo, aunque en ocasiones sí se refieren en el mismo artículo mejoras en los niveles de materia orgánica o carbono orgánico del suelo e incrementos de productividad, no se han encontrado estudios en España que relacionen directamente ambos parámetros, por lo que dado que en anteriores epígrafes de este informe se han expuesto las prácticas agrarias que pueden ayudar a incrementar los niveles de carbono orgánico del suelo, a continuación se exponen los resultados más relevantes de estudios realizados sobre la influencia de dichas prácticas en la productividad de diferentes cultivos, mostrándose, en caso de existir, la información aportada sobre los niveles de materia orgánica o carbono orgánico del suelo en cada uno de los estudios.

Agricultura ecológica

Estudio 1

Melero *et al.* (2006) llevaron a cabo un estudio en la provincia de Sevilla en los años 2000 y 2001 en el que se compararon el manejo convencional (fertilización química) y el ecológico (fertilización orgánica), realizándose en ambos casos un control mecánico de las malas hierbas. Los cultivos que se compararon fueron haba (año 2000), melón y sandía (año 2001).

En la siguiente tabla se muestran los valores obtenidos para los niveles de carbono orgánico total y las producciones de cada cultivo (tabla 3):

Tabla 2
Niveles de carbono orgánico total y producción cada cultivo en función del sistema de manejo

Cultivo	Sistema de manejo	Carbono orgánico total (g/kg)				Producción (Mg/ha)
		19-01-2000	25-04-2000	14-05-2001	28-08-2001	
Haba	Convencional	8,4 b	8,3 b			11,9 a
	Ecológico	20,0 a	22,0 a			15,4 a
Melón	Convencional			10,6 b	8,7 b	20,8 b
	Ecológico			23,3 a	20,5 a	34,2 a
Sandía	Convencional					30,5 b
	Ecológico					55,1 a

Valores de producción para el mismo cultivo o de carbono orgánico total para la misma fecha de muestreo con letras diferentes difieren significativamente ($P < 0,05$)

En este caso, desde el primer muestreo, las parcelas en manejo ecológico mostraron valores de carbono orgánico total significativamente superiores. En lo referente a las producciones, éstas fueron mayores en agricultura ecológica en los 3 cultivos, siendo la diferencia estadísticamente significativa en los casos del melón y la sandía. Los autores del estudio concluyen que los residuos orgánicos añadidos al suelo promovieron la actividad microbiana y enzimática, mejorando las propiedades químicas y la disponibilidad de nutrientes y, por tanto, la producción.

Estudio 2

Herencia *et al.* (2008), como resultado de unos ensayos llevados a cabo durante 5 ciclos de cultivo (patata, lechuga, zanahoria, espinaca y tomate) en un periodo de 3 años en la provincia de Sevilla refieren un descenso medio del 23% de los rendimientos de los cultivos ecológicos. En la tabla 3 se pueden ver las producciones obtenidas para cada cultivo.

En cuanto a los niveles de carbono orgánico, éstos fueron superiores desde el segundo ciclo de cultivo en los tratamientos ecológicos, pero las diferencias no se mostraron estadísticamente significativas hasta los cultivos cuarto y quinto respectivamente para las parcelas fertilizadas con compost de estiércol y vegetal respectivamente. Los valores de carbono orgánico del suelo para cada cultivo y tipo de fertilización se muestran en la tabla 3.

Tabla 3
Producciones y niveles de carbono orgánico del suelo para cada cultivo en función del sistema de manejo.

Fuente: Herencia *et al.* (2008)

Cultivo	Sistema de manejo	Producción (Mg/ha)	Carbono orgánico (g/kg)
Patata	Convencional	21,69	7,47
	Ecológico (compost vegetal)	15,65	7,82
	Ecológico (compost de estiércol)	19,34	7,82
Lechuga	Convencional	17,61	8,24
	Ecológico (compost vegetal)	14,56	9,72
	Ecológico (compost de estiércol)	15,37	10,15
Zanahoria	Convencional	24,36	7,64
	Ecológico (compost vegetal)	24,54	8,79
	Ecológico (compost de estiércol)	17,80	9,51
Espinaca	Convencional	34,72	6,35
	Ecológico (compost vegetal)	20,82	6,82
	Ecológico (compost de estiércol)	24,41	8,47
Tomate	Convencional	68,12	6,36
	Ecológico (compost vegetal)	46,97	10,76
	Ecológico (compost de estiércol)	43,66	10,78

Estudio 3

En un ensayo en el que se comparaban las producciones bajo agricultura convencional (fertilización mineral, tratamientos fitosanitarios para control de malas hierbas, plagas y enfermedades) y ecológica (fertilización con estiércol de oveja, retirada manual de las malas hierbas y tratamientos fitosanitarios autorizados en producción ecológica) de 3 variedades de pimiento en Badajoz, los resultados mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los rendimientos de una de las tres variedades estudiadas (tabla 4).

Tabla 4
Producciones para cada variedad en función del sistema de manejo.
 Fuente: Gragera-Facundo *et al.* (2012).

Cultivo	Variedad	Sistema de manejo	Producción (Mg/ha)
Pimiento	Corera	Ecológico	51,0±4,0
		Convencional	43,4±5,2
	BGV-000604	Ecológico	52,0±4,2 a
		Convencional	35,2±3,4 b
BGV-005137	Ecológico	24,8±4,6	
	Convencional	29,5±1,5	

Letras diferentes indican valores significativamente diferentes ($p < 0,05$)

Los autores señalan que en agricultura ecológica se produce un incremento en los costes de producción debido a la necesidad de realizar hasta 3 escardas manuales y un mayor número de tratamientos fitosanitarios (Gragera-Facundo *et al.*, 2012). Para ellos, la viabilidad económica del sistema ecológico pasa por la búsqueda de mercados que admitan un incremento de los precios de los productos.

Estudio 4

En la provincia de Sevilla se realizó un análisis de la rentabilidad económica de la agricultura ecológica en condiciones de secano (Pardo *et al.*, 2014). El estudio compara una rotación trigo-girasol-guisante-haba en agricultura ecológica con la rotación trigo-girasol, la habitual en la región en agricultura convencional. El estudio se centra en los aspectos económicos y determina que la agricultura ecológica es un 62% más rentable que la convencional si se consideran precios de venta "premium" para los productos ecológicos y un 36% más rentable si los precios de venta son los de la agricultura convencional, teniendo en cuenta en ambos casos los pagos de la Política Agraria Común y medidas de apoyo de la Comunidad Autónoma. Los autores señalan que sin estos dos factores que incrementan los ingresos de las explotaciones ecológicas, su rentabilidad sería inferior a la de las convencionales. La base de esta afirmación se encuentra en las producciones, considerablemente superiores en términos generales bajo agricultura convencional que bajo ecológica, como se muestra en la tabla siguiente (tabla 5):

Tabla 5
Producciones obtenidas por cultivo y sistema de manejo.
 Fuente: Pardo *et al.* (2014)

Cultivo	Sistema de manejo	Producción (Mg/ha)			
		2005-2006	2006-2007	2007-2008	2008-2009
Trigo	Ecológico	2,760	2,746	3,524	2,226
	Convencional	4,314	3,643	3,186	3,648
Girasol	Ecológico	0,880	1,140	0,990	0,720
	Convencional	0,932	1,435	1,524	1,178

Estudio 5

Un estudio realizado en parcelas de cereales (trigo y cebada) en Cataluña presenta la escarda mecánica de las malas hierbas como una solución para preservar la biodiversidad (Armengot *et al.*, 2012). Se comparan tres estrategias con respecto al control de malas hierbas: parcelas en las que no se realiza dicho control, parcelas en las que el control se realiza mediante la aplicación de herbicidas (agricultura convencional) y parcelas en las que se hace a través de labores y escarda manual (agricultura ecológica).

El artículo no aporta valores de producciones obtenidas, pero si señala que se produce una pérdida de un 23% de producción en las parcelas con control de malas hierbas ecológicas con respecto a las convencionales, aunque los autores atribuyen dicha diferencia a la mayor cantidad de nitrógeno aportada a las parcelas convencionales más que al tipo control de malas hierbas.

Uso de fertilizantes orgánicos

Estudio 1

En un estudio realizado en un invernadero en la provincia de Sevilla durante 9 años por Herencia *et al.* (2007) se compararon los rendimientos obtenidos con fertilización orgánica (se usó compost de residuos vegetales y los residuos frescos de los cultivos anteriores como enmiendas orgánicas) y fertilización mineral en diferentes cultivos (calabacín, haba, acelga, tomate, zanahoria, remolacha y pimiento). En la tabla 6 se muestran los niveles de carbono orgánico del suelo y las producciones obtenidas para cada cultivo bajo los dos métodos de fertilización.

Los resultados del estudio muestran niveles de carbono orgánico del suelo considerablemente mayores en las parcelas con fertilización orgánica en todos los casos, mientras que, en cuanto a productividad, sólo en 3 de los 20 cultivos estudiados existen diferencias significativas desde el punto de vista estadístico entre las producciones obtenidas bajo los 2 tipos de fertilización. Estas diferencias no son siempre a favor de la misma opción de fertilización.

Tabla 6
Niveles de materia orgánica del suelo y producciones para cada cultivo en función del tipo de fertilización.

Fuente: Herencia *et al.* (2007)

Ciclo	Parcela	Cultivo	Producción (Mg/ha)		Contenido mat. orgánica (g/kg)	
			Fertilización mineral	Fertilización orgánica	Fertilización mineral	Fertilización orgánica
Otoño '99	G1	Calabacín	17,48	19,15	6,72	15,95
Otoño '99	G2	Haba	9,36	8,41	7,78	15,84
Otoño '99	G3	Acelga	426,67	378,62	5,84	12,25
Otoño '00	G1	Haba	–	–	6,27	12,70
Otoño '00	G2	Acelga	250,17	229,81	5,90	10,65
Otoño '00	G3	Tomate	–	–	5,62	10,30
Primavera '01	G1	Tomate	73,28	74,01	7,46	13,33

Tabla 6 (continuación)

Ciclo	Parcela	Cultivo	Producción (Mg/ha)		Contenido mat. orgánica (g/kg)	
			Fertilización mineral	Fertilización orgánica	Fertilización mineral	Fertilización orgánica
Primavera '01	G3	Zanahoria	–	–	8,79	14,64
Otoño '01	G1	Acelga	273,56*	340,76*	7,24	15,61
Otoño '01	G2	Tomate	92,97	92,54	8,61	15,12
Otoño '01	G3	Haba	23,18	20,68	8,79	14,98
Otoño '02	G1	Calabacín	21,69	26,79	8,66	14,18
Otoño '02	G2	Haba	6,75	6,83	5,52	15,67
Otoño '02	G3	Tomate	48,31*	38,69*	6,68	11,52
Primavera '03	G1	Tomate	61,43	54,44	8,83	13,33
Primavera '03	G2	Remolacha	–	–	10,32	16,67
Primavera '03	G3	Pimiento	85,42	81,35	9,46	14,98
Primavera '04	G1	Haba	48,18*	19,77*	7,29	18,34
Primavera '04	G2	Tomate	121,52	106,01	7,94	18,60
Primavera '04	G3	Calabacín	45,42	51,21	8,41	16,87

* Diferencia significativa entre producciones bajo fertilización orgánica y mineral

Estudio 2

Otro ensayo, llevado a cabo por Gil *et al.* (2008), compara las producciones obtenidas en maíz en la provincia de León en regadío en parcelas fertilizadas con compost obtenido de estiércol de vaca suplementado con fertilización mineral frente a parcelas fertilizadas conforme a las prácticas habituales del agricultor (fertilización mineral).

El contenido de materia orgánica en el suelo aumentó significativamente después de la aplicación de compost en relación con el valor inicial, y también fue significativamente mayor en las parcelas tratadas con compost que en los suelos fertilizados mineralmente. En lo referente a las producciones, el rendimiento de grano no fue significativamente diferente entre los tratamientos, ya que el grano de maíz cosechado fue 7.580 kg/ha en las parcelas tratadas con fertilizantes minerales y 7.700 kg/ha en las fertilizadas con compost más abono mineral (tabla 7).

Tabla 7
Producciones y niveles de materia orgánica del suelo en función del tipo de fertilización.
Fuente: Gil *et al.* (2008).

Tipo fertilización	Producción (kg/ha)	Materia orgánica el suelo (%)
Mineral	7.580	1,04 b
Compost + Mineral	7.700	1,66 a

Letras diferentes indican valores significativamente diferentes ($p < 0,05$)

Estudio 3

En un ensayo llevado a cabo por Biau *et al.* (2012) entre 2002 y 2011 en Gimenezs (Lérida) en parcelas de maíz de regadío por aspersión. Se compararon 3 tratamientos de fertilización: purines de cerdo, fertilización mineral y no fertilización (control). Se aplicó similar dosis de N en ambos los tratamientos con purines (45 m³ de purines/ha, lo que supone un aporte de 315 kg de N/ha) y mineral (300 kg de N/ha). Los residuos del maíz se retiraron tras la cosecha.

Las producciones de maíz medias obtenidas en el periodo 2002-2011 presentan diferencias significativas entre las tres estrategias de fertilización comparadas (tabla 8):

Tabla 8.
Niveles de materia orgánica del suelo y producciones para maíz en función del tipo de fertilización.
Fuente: Biau *et al.* (2012)

Tipo fertilización	Producciones (Mg/ha)	Materia Orgánica (%)	
		Año 2010	Año 2011
Sin fertilización	4,28 c	1,49	1,5
Purines de cerdo	12,2 b	1,56	1,54
Fertilización mineral	15,8 a	1,76	1,82

Valores seguidos por diferentes letras son significativamente diferentes (P<0.05)

Estas diferencias pueden ser consecuencia de las diferentes estrategias de aplicación, ya que los purines se aplicaron una sola vez antes de la siembra mientras que el N mineral se dividió en dos dosis. Los purines aplicados antes de la siembra no fueron utilizados de manera eficiente por el cultivo, lo que sugiere que una parte significativa del N de los purines se pudo perder por volatilización.

Al contrario de lo ocurrido en otros estudios, en este caso los contenidos de materia orgánica en los suelos de las parcelas fertilizadas con purines de cerdo durante 8 años no fueron superiores a los de las parcelas con fertilización mineral (tabla 8). Para los autores, una posible explicación es que la riqueza en N de los purines reduce la cantidad de materia orgánica que se debe aplicar para lograr los requerimientos de fertilización nitrogenada. Alternativamente, la labilidad de los compuestos orgánicos en los purines de cerdo (y su baja relación C/N) puede facilitar la mineralización de la materia orgánica por microorganismos y su posterior volatilización.

Agricultura de Conservación

Estudio 1

Melero *et al.* (2011) llevaron a cabo un ensayo de larga duración (desde 1986 hasta 2008) en la provincia de Córdoba, en un vertisol en condiciones de secano en el que se compararon los sistemas de no-laboreo y laboreo convencional para varias rotaciones (trigo-girasol, trigo-habas, trigo-garbanzo, trigo-barbecho y monocultivo de trigo). En general, el no-laboreo incrementó el almacenamiento de C y N del suelo en la capa superficial (0-5 cm), principalmente en las rotaciones con leguminosas y en el monocultivo de trigo.

En la tabla 9 se pueden ver las producciones de trigo obtenidas para cada rotación en 2008. Las producciones en no-laboreo son superiores en todos los casos (con diferencias significativas en los casos de las rotaciones trigo-garbanzo y trigo-habas) salvo en la rotación trigo-barbecho.

Tabla 9
Producciones de trigo para cada rotación en función del sistema de manejo.
Fuente: Melero *et al.* (2011)

Rotación	Producción (Kg/ha)		Carbono orgánico del suelo (kg/ha)	
	No-laboreo	Laboreo convencional	No-laboreo	Laboreo convencional
Trigo-barbecho	4.571 (b)	5.216 (a)	67,0	66,5
Trigo-garbanzo	3.482 (a)	2.463 (b)	-	-
Trigo-girasol	2.066 (a)	1.859 (a)	-	-
Trigo-habas	4.698 (a)	3.926 (b)	77,2	69,9
Monocultivo de trigo	3.748 (a)	3.296 (a)	81,5	68,4

Datos con la misma letra bajo los dos sistemas de manejo de suelo no muestran diferencias significativas (LSD, P<0,05).

En cuanto a los niveles de carbono orgánico del suelo, el artículo no muestra los datos para todas las rotaciones, pero indica que se encontraron diferencias en la rotación trigo-haba (No-laboreo 77,2 kg/ha; laboreo convencional 69,9 kg/ha) y monocultivo de trigo (No-laboreo 81,5 kg/ha; laboreo convencional 68,4 kg/ha).

Estudio 2

En un ensayo realizado en el Valle del Ebro, Fernández-Ugalde *et al.* (2009) compararon las producciones de cebada en sistemas de no-laboreo y agricultura convencional. El estudio fue llevado a cabo en fincas adyacentes que habían estado los 7 años previos al mismo bajo los dos sistemas de manejo anteriormente mencionados. El estudio demuestra un incremento en los niveles de COS en la explotación manejada bajo no-laboreo. De la misma manera, los autores del estudio destacan una estabilización en el tiempo de la producción debido a una mayor disponibilidad de agua en el suelo para el cultivo. Las producciones obtenidas en 2 años consecutivos, uno seco (2008, con 338 mm de precipitación) y otro de pluviometría normal (2007, con 494 mm de precipitación) así lo muestran (tabla 10):

Tabla 10
Producción en función del sistema de manejo y carbono orgánico del suelo en función de la profundidad y del sistema de manejo.
Fuente: Fernández-Ugalde *et al.* (2009)

Sistema de manejo	Carbono orgánico del suelo			Producción (kg/ha)	
	0-5 cm	5-15 cm	15-30 cm	2007	2008
No-Laboreo	12,55 ± 0,22*(a)	9,68 ± 0,12 (b)	9,32 ± 0,15*(b)	3.500	2.000
Agricultura Convencional	10,17 ± 0,14 (a)	9,63 ± 0,14 (b)	8,45 ± 0,08 (c)	3.500	1.000

Valores seguidos por diferentes letras son significativamente diferentes de carbono orgánico del suelo dentro del perfil (P<0.05)

Estudio 3

En el valle del Ebro se llevó a cabo un estudio (Lampurlanés *et al.*, 2016) centrado en la cuantificación del almacenamiento de agua en el suelo y el rendimiento de los cultivos bajo diferentes intensidades de laboreo, usando diferentes aperos (no laboreo, mínimo laboreo, chisel, subsolador hasta 25 cm de profundidad y hasta 50 cm y arado de vertedera). Se cuantificaron el contenido de agua en el suelo hasta 100 cm, el almacenamiento de agua en el suelo, la eficiencia de almacenamiento de precipitaciones y el rendimiento de los cultivos.

Este estudio demuestra que, en condiciones de secano semiárido, el almacenamiento de agua en el suelo aumenta con el uso de sistemas de agricultura de conservación, siendo mayor el incremento cuanto mayor es el grado de aridez. Según los autores, la relación entre el agua almacenada en el suelo y el rendimiento de los cultivos es específica del sitio, aunque en todos los casos las producciones mayores se producen en sistemas de no-laboreo, existiendo diferencias estadísticamente significativas con respecto a las producciones en los otros sistemas en 2 de las 3 explotaciones en las que se llevó a cabo el estudio (tabla 11).

Tabla 11
Producciones obtenidas para cada explotación en función del sistema de manejo de suelo
Fuente: Lampurlanés *et al.* (2016)

Sistema de laboreo	Producción (kg/ha)		
	Explotación 1	Explotación 2	Explotación 3
No Laboreo	3.304±1040	2.929±1204 a	4.393±1565 a
Mínimo laboreo/Chisel	3.266±948	2.508±1055 c	4.355±1733 ab
Subsolador 25 cm	-	-	4.269±1681 bc
Subsolador 50 cm	3.146±1053	2.708±1180 b	4.219±1738 c
Arado de vertedera	-	2.430±1432 c	-

Letras diferentes en cada explotación indican diferencias significativas entre sistemas de manejo ($P < 0.05$)

Los autores destacan que, en las condiciones del ensayo, debería ser evitado el laboreo de inversión porque puede ser perjudicial para la infiltración, reduciendo la capacidad de almacenamiento de agua, lo que llevaría a reducciones en las producciones.

Estudio 4

En la provincia de Madrid se realizaron 2 experimentos de larga duración (Hernanz *et al.*, 2002). Uno de ellos comenzó en 1983 con la rotación trigo-barbecho hasta que en 1987 se pasó a sembrar cebada en monocultivo y desde 1995 trigo en monocultivo en lugar de la cebada; el otro experimento se inició en 1985 con la rotación trigo-veza. En ambos casos se compararon los sistemas de laboreo convencional, mínimo laboreo y no-laboreo.

En la tabla 12 se muestran los niveles de COS almacenado para cada tipo de manejo de suelo para profundidades de 0 a 10, 0 a 20, 0 a 30 y 0 a 40 cm en los dos experimentos. En todos los casos los niveles de COS son superiores en no-laboreo, existiendo diferencias estadísticamente significativas en las profundidades 0-10 y 0-20 cm.

Tabla 12
Contenido de carbono orgánico del suelo acumulativo en profundidad en función de la rotación y el sistema de manejo

Fuente: Hernanz *et al.* (2002)

Profundidad (cm)	COS almacenado (Mg/ha)					
	Trigo-Veza			Monocultivo cereal		
	Agricultura convencional	Mínimo laboreo	No-laboreo	Agricultura convencional	Mínimo laboreo	No-laboreo
0-10	11,0b	11,8b	15,6a	9,4c	11,7b	15,7a
0-20	22,2b	22,7b	26,6a	19,4b	22,1ab	25,6a
0-30	33,4a	32,1a	36,8a	29,5a	32,1a	34,9a
0-40	42,8a	39,4a	44,6a	39,0a	40,9a	41,3a

Para cada rotación, valores con letras diferentes en la misma fila indican que existen diferencias significativas ($P < 0.05$)

En lo referente al rendimiento de los cultivos, no hubo diferencias significativas entre los sistemas de manejo de suelo en ambas rotaciones. Las producciones medias de trigo a largo plazo en la rotación trigo-veza fueron 2,5, 2,6 y 2,7 Mg/ha para laboreo convencional, mínimo laboreo y no-laboreo, respectivamente. Los rendimientos de la veza fueron de 6,5, 6,7 y 7,5 Mg/ha, respectivamente. Asimismo, para el monocultivo, los rendimientos medios de laboreo convencional, mínimo laboreo y no-laboreo de 1983 a 1999 fueron de 2,6, 2,8 y 2,5 Mg/ha, respectivamente (tabla 13).

Tabla 13
Producciones medias obtenidas en función de la rotación y el sistema de manejo.

Fuente: Hernanz *et al.* (2002)

Rotación	Cultivo	Sistema de manejo de suelo	Producciones medias (Mg/ha)
Trigo-Veza	Trigo	Laboreo convencional	2,5
		Mínimo laboreo	2,6
		No-laboreo	2,7
	Veza	Laboreo convencional	6,7
		Mínimo laboreo	6,5
		No-laboreo	7,5
Monocultivo de cereal	Cereal	Laboreo convencional	2,6
		Mínimo laboreo	2,8
		No-laboreo	2,5

Las conclusiones del estudio sugieren el no-laboreo como el sistema más sostenible para la región semiárida mediterránea de España, debido a que se obtienen producciones similares con mejoras en las propiedades del suelo bajo este sistema.

Estudio 5

Según un estudio llevado a cabo por Ordóñez-Fernández *et al.* (2007) en suelos arcillosos del suroeste de España (provincia de Sevilla), en los que se compararon los sistemas de laboreo convencional y siembra directa en una rotación trigo-girasol-leguminosa (haba, guisante, veza o garbanzo) el uso de sistemas de siembra directa aumentó los niveles de fertilidad, en comparación con los de laboreo convencional. Se detectó un incremento en el contenido de materia orgánica en capas progresivamente más profundas en el perfil del suelo (tabla 14). La

materia orgánica aumentó en el tratamiento de siembra directa, mostrando una tendencia positiva en todo el perfil en comparación con el laboreo convencional. El aumento fue más evidente en la capa superficial del suelo, en contacto con el rastrojo. Las principales diferencias se produjeron en los primeros 13 cm, con un aumento del 23% en los niveles de materia orgánica. Los autores destacan en este estudio que después de 20 años, los niveles de materia orgánica seguían aumentando.

Tabla 14
Carbono orgánico del suelo en función del sistema de manejo en 1990 y 2001.
Fuente: Ordóñez-Fernández *et al.* (2007)

Profundidad (cm)	Año de muestreo y sistema de manejo			
	1990		2001	
	Laboreo convencional	Siembra Directa	Laboreo convencional	Siembra directa
0-3	1,19	1,63	1,35	1,85
3-13	1,24	1,25	1,34	1,66
13-26	1,17	1,10	1,31	1,50
26-52	1,13	1,03	1,27	1,38

Las producciones medias a lo largo de todo el ensayo se pueden ver en la tabla 15. A lo largo de los 20 años de ensayo no existen diferencias estadísticamente significativas entre las producciones obtenidas en los dos sistemas de manejo de suelo para ninguno de los 3 cultivos.

Tabla 15
Producciones obtenidas para cada cultivo en función del sistema de manejo de suelo.
Fuente: Ordóñez-Fernández *et al.* (2007)

Sistema de manejo de suelo	Producción (Mg/ha)		
	Trigo	Leguminosa	Girasol
Siembra Directa	3,80	1,25	1,03
Laboreo convencional	4,07	1,07	1,09

Estudio 6

Montanaro *et al.* (2010) llevaron a cabo un ensayo de 4 años en el Sur de Italia con la finalidad de estudiar el efecto de sistemas de cultivo de protección de suelos (agricultura de conservación) sobre el carbono orgánico del suelo y la producción en plantaciones de kiwi y albaricoque. En el estudio se compararon las prácticas locales (laboreo de la parcela 4 veces al año y retirada y quema de los restos de poda) con un sistema de protección del suelo (no laboreo, control de las malas hierbas mediante siega mecánica a 3-4 cm de altura en marzo, mayo y septiembre, biomasa procedente de la poda picada y esparcida en el suelo de la explotación). En cuanto a la fertilización, en el sistema local se usaron únicamente fertilizantes inorgánicos y en el de protección de suelos se emplearon composts complementados con fertilización mineral.

Tras los 4 años de ensayo, los niveles de carbono orgánico del suelo no se incrementaron significativamente (tabla 15) debido a que en los primeros 2-5 años tras el cambio de sistema de manejo este parámetro puede permanecer estable. Sin embargo, las producciones de albaricoque se incrementaron en un 28% y las de kiwi en un 50% (tabla 16).

Tabla 16
Producciones acumuladas y niveles de carbono orgánico del suelo por cultivo en función del sistema de manejo de suelo.
 Fuente: Montanaro *et al.* (2010)

Cultivo	Profundidad (cm)	Sistema de Protección del suelo		Producción acumulada (4 años) (Mg/ha)	Sistema local		Producción acumulada (4 años) (Mg/ha)
		Carbono orgánico del suelo (%)			Carbono orgánico del suelo (%)		
		Inicial	Tras 4 años		Inicial	Tras 4 años	
Kiwi	0-15	1,34	1,39	136,7	1,24	1,28	91,6*
	15-30	1,18	1,20		1,15	1,26	
	30-60	0,69	0,74		0,71	0,79	
	60-90	0,54	0,65		0,50	0,55	
Albaricoque	0-15	1,13	1,27	69	1,11	1,19	53,5*
	15-30	1,03	1,17		1,23	1,19	
	30-60	0,83	0,74		0,89	0,85	
	60-90	0,83	0,80		0,88	0,82	

* Diferencia significativa entre producciones del mismo cultivo bajo ambos sistemas de manejo ($p < 0,05$).

Los autores concluyen que las acciones protectoras del suelo afectan positivamente a la productividad e incrementan las entradas de carbono en el suelo, lo que supone un requisito para mantener e incrementar los niveles de carbono orgánico del suelo (Reeves, 1997).

Estudio 7

López-Fando *et al.* (1995) realizaron un estudio en condiciones de secano en la provincia de Toledo. En el ensayo se compararon los sistemas de no-laboreo y laboreo convencional para 3 rotaciones de cultivo diferentes (monocultivo de cebada, cebada-veza y cebada-girasol). Los resultados (tabla 17) muestran producciones de cebada sin diferencias significativas en ninguna de las campañas estudiadas y aumento significativo de los niveles de carbono total del suelo en las parcelas de cebada bajo no-laboreo con respecto a las parcelas del mismo cultivo en agricultura convencional.

Tabla 17
Producciones de cebada y niveles de carbono total del suelo en parcelas sembradas de cebada en función de la rotación.

Fuente: López-Fando *et al.* (2010).

Año	Rotación	Producción (kg/ha)		Carbono total de suelo (g/kg)	
		Convencional	No-laboreo	Convencional	No-laboreo
1989	Monocultivo	1.334	1.206	5,0	6,6
	Cebada-Veza	1.219	1.119	5,6	7,9
	Cebada-Girasol	1.111	1.333	5,4	7,0
1990	Monocultivo	1.861	1.820	5,4	6,4
	Cebada-Veza	2.416	2.371	6,0	6,7
	Cebada-Girasol	2.728	2.627	6,2	6,9

El artículo publicado no ofrece las producciones de veza y girasol obtenidas, pero sí muestra los valores de carbono total del suelo para cada campaña y rotación en las parcelas con estos cultivos. Dichos valores se muestran siempre superiores en el caso del no-laboreo como se puede ver en la tabla 18:

Tabla 18
Niveles de carbono total del suelo en función de la rotación.

Fuente: López-Fando *et al.* (2010)

Año	Rotación	Cultivo en la parcela	Carbono total de suelo (g/kg)	
			Convencional	No-laboreo
1989	Cebada-Veza	Veza	5,8	6,8
	Cebada-Girasol	Girasol	6,0	7,2
1990	Cebada-Veza	Veza	5,8	7,0
	Cebada-Girasol	Girasol	5,8	7,5

Conclusiones

No existen demasiados artículos en la literatura científica que relacionen de manera directa los aumentos de carbono orgánico en los suelos con mediciones de producción en los cultivos. La siguiente tabla (tabla 19) muestra de forma resumida los valores promedio de incremento o decremento de los niveles de carbono en el suelo y producción obtenidos de los datos mostrados en los estudios revisados en este capítulo.

Tabla 19
Diferencias medias en los niveles de carbono del suelo y en producción entre la agricultura ecológica y la convencional, la fertilización orgánica y la inorgánica y la agricultura de conservación y la convencional observadas en los estudios revisados en este capítulo.

	Carbono del suelo		Producción	
	Hortícolas	Extensivos	Hortícolas	Extensivos
Agricultura ecológica	+59,15%	-	-0,49%	-23,56%
Fertilización orgánica	+95,06%	+10,96%	-4,75%	-10,60%
Agricultura de conservación	-	+29,18%	-	+11,91%

Para cultivos extensivos, de las tres técnicas revisadas, sólo la agricultura de conservación mejora las producciones (un 11,91%) con respecto a la convencional. La agricultura ecológica arroja unas pérdidas de producción medias del 23,56% con respecto a la convencional y la fertilización orgánica una disminución del 10,60% frente a la inorgánica. En cultivos hortícolas, las producciones se mantienen en agricultura ecológica y son, en promedio, ligeramente inferiores (4,75%) en cultivos fertilizados orgánicamente con respecto a los fertilizados mineralmente.

La fertilización orgánica y agricultura ecológica producen mejoras en los niveles de carbono orgánico del suelo en cultivos hortícolas (incrementos del 95,06% y 59,15% respectivamente). En cultivos extensivos la mejora de carbono en el suelo en parcelas con fertilización orgánica frente a la mineral en los artículos revisados es del 10,96%, mientras que en la comparativa de a agricultura de conservación con la convencional, se aprecia un incremento medio del 29,18% en el contenido de carbono en las capas superficiales de los suelos. En los artículos revisados no se han encontrado referencias a la variación de carbono del suelo para cultivos extensivos en agricultura ecológica, si bien el capítulo 2.2.5. de este informe (Potencial para introducir carbono orgánico (COS) por el cambio en la gestión de los suelos) aporta información sobre este parámetro sin hacer referencia a la producción.

La agricultura ecológica se muestra como una técnica que en base a la aplicación de fertilización orgánica incrementa los niveles de carbono orgánico del suelo, sin embargo, a nivel productivo, como norma general, arroja cosechas similares o algo inferiores a las de la agricultura convencional. En la bibliografía consultada se expone que, debido a la menor productividad y al incremento de costes que supone la realización de determinadas operaciones, el sistema es sostenible desde el punto de vista económico debido a la existencia de apoyos institucionales y/o venta de los productos a un mayor precio de mercado (Pardo *et al.*, 2014; Gragera-Facundo *et al.*, 2010).

El empleo de fertilizantes orgánicos es una fuente de nutrientes para los cultivos, pero como ha quedado reflejado en los resultados de algunos de los estudios presentados en este informe, cuando es la única vía de fertilización puede ser insuficiente para mantener las producciones en los niveles de la agricultura convencional. Por ello, puede ser conveniente aplicarlos como fertilizantes combinados con fertilizantes minerales que completen las necesidades del cultivo (Gil *et al.*, 2008).

A la vista de los artículos revisados, la agricultura de conservación es la técnica que aúna las capacidades de incrementar los niveles de carbono orgánico del suelo al mismo tiempo que permite mejorar la productividad de los cultivos.

4- Evaluación de alternativas costo-eficientes

Introducción

En el presente estudio sobre la adopción de la estrategia 4 por mil en España se han identificado diversas actuaciones que pueden incrementar el carbono orgánico en los suelos (COS). En concreto, el uso de compost, lodos de diferente procedencia, residuos ganaderos diversos, residuos procedentes de la actividad agraria, y el cambio en la gestión de los suelos agrarios.

En el aspecto de coste de implementación de las medidas, existen diversos documentos que versan sobre el sector agrario y ganadero y el cambio climático en nuestro país. La heterogeneidad de la práctica de la agricultura y ganadería en nuestro país añaden un plus de dificultad a los estudios de costes. Como ejemplo, el informe de la organización profesional agraria COAG “Agricultura Socioconsciente: El modelo de COAG para combatir el cambio climático” (COAG, 2008) establece horquillas de costes muy variables a la hora de implementar medidas. En los aspectos ganaderos no ofrece cifras acerca de la gestión de purines y estiércoles, mientras que al laboreo reducido le asigna un coste por hectárea entre 18 y 118 €.

A la hora de poner cifras a la ejecución por parte de los agricultores de las medidas contempladas en este informe, se ha optado por consignar medias de los valores que en las principales CCAA se destinan a ayudas agroambientales similares a las medidas propuestas para alcanzar los compromisos adquiridos en la iniciativa 4 por mil. Las medidas agroambientales proporcionan pagos a los agricultores que suscriben voluntariamente compromisos medioambientales relacionados con la preservación del medio ambiente y el mantenimiento del paisaje. Son un elemento clave para la integración de las preocupaciones medioambientales en la Política Agrícola Común. Están diseñados para alentar a los agricultores a proteger y mejorar el medio ambiente en sus tierras agrícolas pagándoles por la prestación de servicios ambientales. Los agricultores y ganaderos que solicitan estas ayudas se comprometen, por un período mínimo de cinco años como mínimo, a adoptar técnicas agrícolas respetuosas con el medio ambiente que vayan más allá de las obligaciones legales. A cambio, los agricultores y ganaderos reciben pagos que compensan los costos adicionales y los ingresos perdidos resultantes de la aplicación de esas prácticas agrícolas respetuosas con el medio ambiente de acuerdo con las estipulaciones de los contratos agroambientales.

Solo hay dos excepciones, para el apartado de Desechos Sólidos Municipales se ha obtenido a través del gasto público en su generación entre las toneladas del compost de este tipo obtenido

(Muñoz Colomina *et al.*, 2011). Para los residuos de ganadería, se han tomado en cuenta las ayudas agroambientales por unidad de carga ganadera.

Dado que están diseñadas a nivel regional, y como se ha especificado, los beneficiarios reciben pagos que compensan costos adicionales o pérdidas de renta, se estiman como una fuente fiable de información, que además es oficial. Es por ello, por lo que se toman los valores dados en el Programa de Desarrollo Rural y no de otros programas como el H2020 o la EIP. Una vez repasados los resultados de los capítulos incluidos en los apartados 2 del informe, se van a analizar las inversiones sobre las actuaciones que en mayor medida demuestran realizar mayores aportes a la iniciativa 4 por mil.

Metodología

Metodología

El primer paso para abordar el análisis costo-eficiente en base a las primas contempladas en los distintos Programas de Desarrollo Rural regionales, ha sido identificar aquellas medidas que, en base a las tasas medias de secuestro de carbono atmosférico reportadas en el presente informe, contribuyen de una mejor manera a los objetivos de la Iniciativa 4 por mil. Estas medidas son:

- Agricultura de Conservación (en cultivos herbáceos y leñosos).
- Agricultura Ecológica (en cultivos herbáceos y leñosos).
- Aplicación en el suelo de lodos.
- Aplicación en el suelo de compost.
- Aplicación en el suelo de residuos ganaderos.
- Aplicación en el suelo de residuos agrarios.

A continuación, se ha realizado una revisión de todos y cada uno de los Programas de Desarrollo Rural regionales en las que se contemplasen medidas y operaciones que contemplasen las medidas identificadas en el análisis, para tomar la prima percibida por el productor como base de cálculo para el análisis costo-eficiente. En aquellos casos en los que una práctica fuera contemplada en el Programa de Desarrollo Rural de más de una región y con distintas cuantías para las primas percibidas por el productor, se ha tomado el valor medio del mismo como coste de la práctica. Este caso ha sido el de la Agricultura de Conservación y de la Agricultura Ecológica.

Para aquellas prácticas no contempladas en ninguno de los Programas de Desarrollo Rural regionales revisados, se ha recurrido a la bibliografía técnica y científica, aunque los estudios hallados son escasos y proveen datos con una gran variabilidad. Tales son los casos de la aplicación de lodos, compost y desechos sólidos municipales.

Una vez determinada la cuantía por unidad de superficie para cada una de las medidas agrarias contempladas, se ha procedido a transformar dicho valor a cuantía por unidad de CO₂ secuestrada por cada práctica, dividiendo la inversión o coste de cada medida entre la tasa de secuestro de cada una de ellas. De esa manera, es posible evaluar de manera comparada, el coste de secuestro de CO₂ de cada una de las medidas contempladas en el informe.

Resultados

En base a los resultados obtenidos en los capítulos del presente informe, se han obtenido coeficientes de incremento de carbono orgánico en el suelo debido a la aplicación en campo de diferentes sistemas agrarios, estrategias de fertilización o de aplicación de diversas materias sobre el suelo. La Tabla 1 resume los resultados de incremento de carbono orgánico en el suelo, su traducción a CO₂, la superficie elegible para cada técnica o sistema, la captura de carbono orgánico, el incremento que supondrían sobre el carbono actualmente almacenado en el suelo (es decir, porcentajes elegibles para la iniciativa 4 por mil). Estos incrementos de carbono en el suelo se traducen a emisiones potencialmente evitadas (CO₂ capturado en el suelo).

En las figuras 1 a 5 se presentan los resultados más relevantes de forma gráfica.

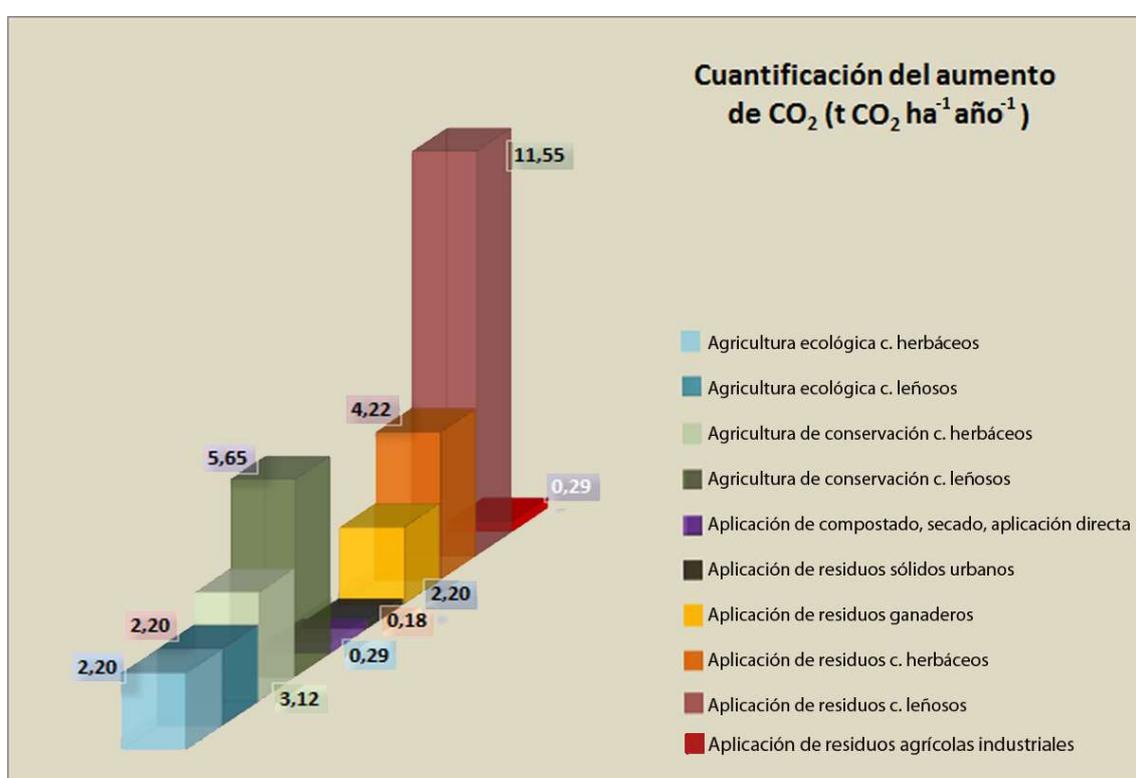


Figura 1. Cuantificación del aumento de emisiones CO₂ capturadas en suelo debido a la aplicación de diferentes medidas (t CO₂ ha⁻¹ año⁻¹).

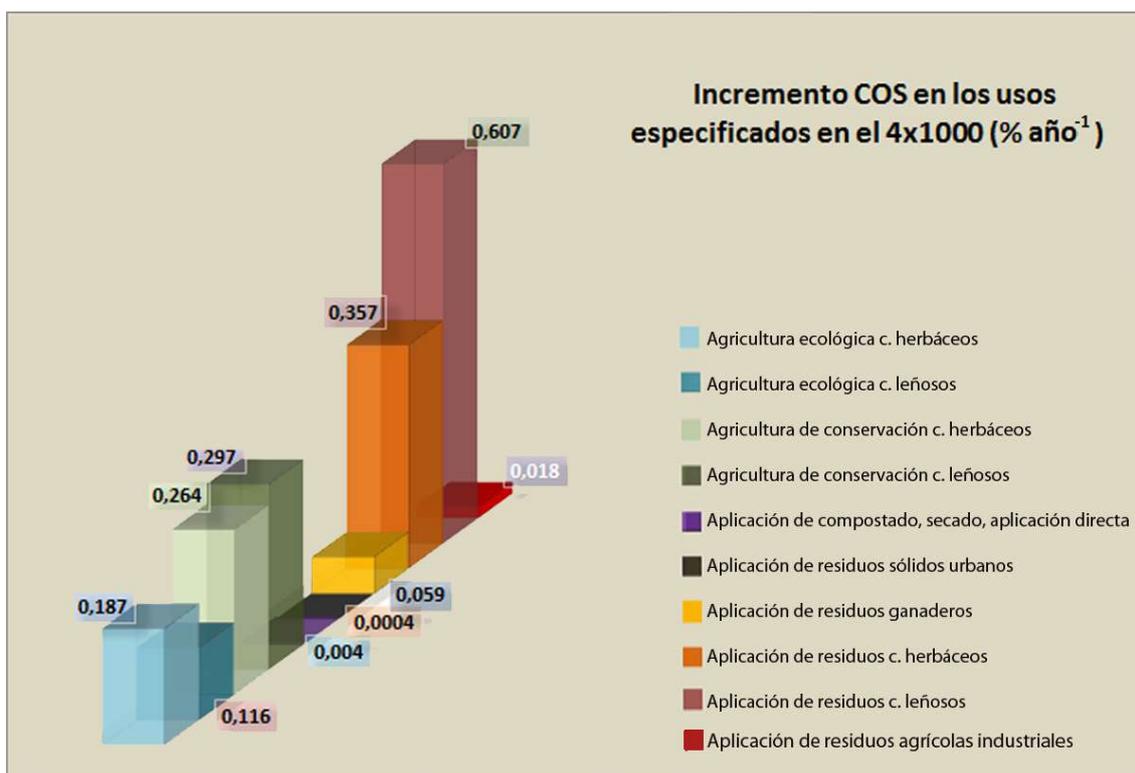


Figura 2. Incremento COS en los usos especificados en el 4x1000 debido a la aplicación de diferentes medidas (% año⁻¹).

Los porcentajes en cada práctica se obtienen de dividir el incremento de COS que supone dicha práctica entre el contenido de COS existentes en los usos de suelo definidos como objetivo en la iniciativa 4x1000 (Suelos de usos agrícola, pastizales y praderas).

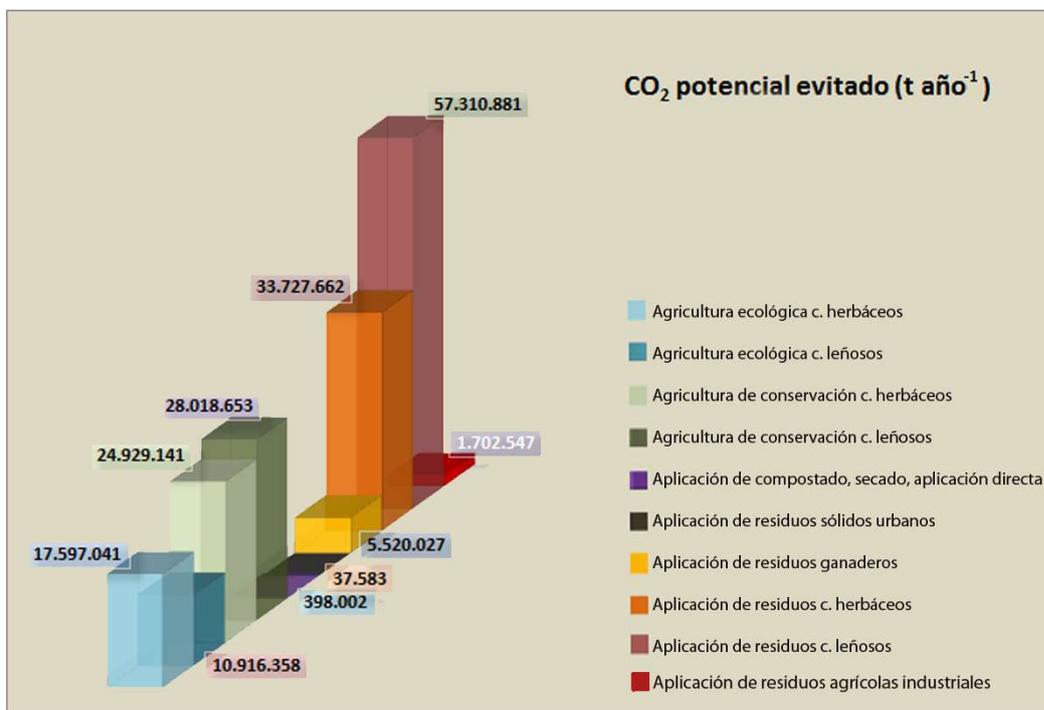


Figura 3. CO₂ evitado debido a la aplicación de diferentes medidas de captura en suelos agrícolas (t CO₂ año⁻¹).

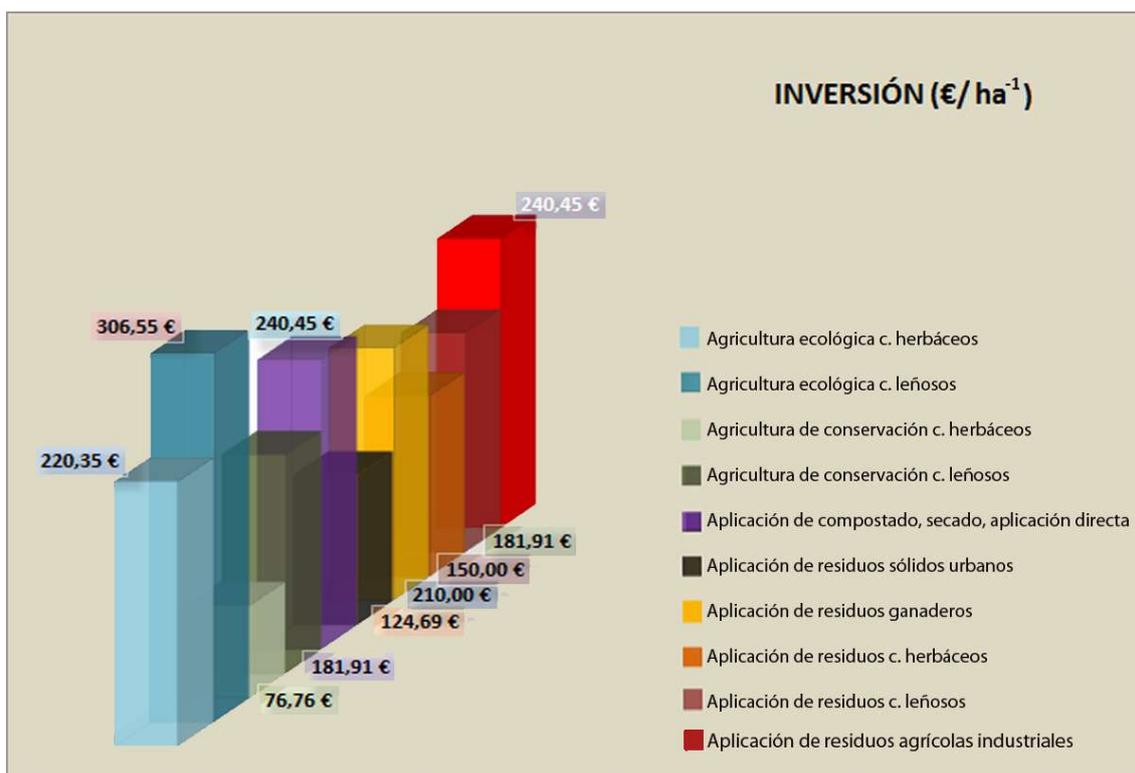


Figura 4. Coste por hectárea asignado a las diferentes medidas contempladas en el presente informe.

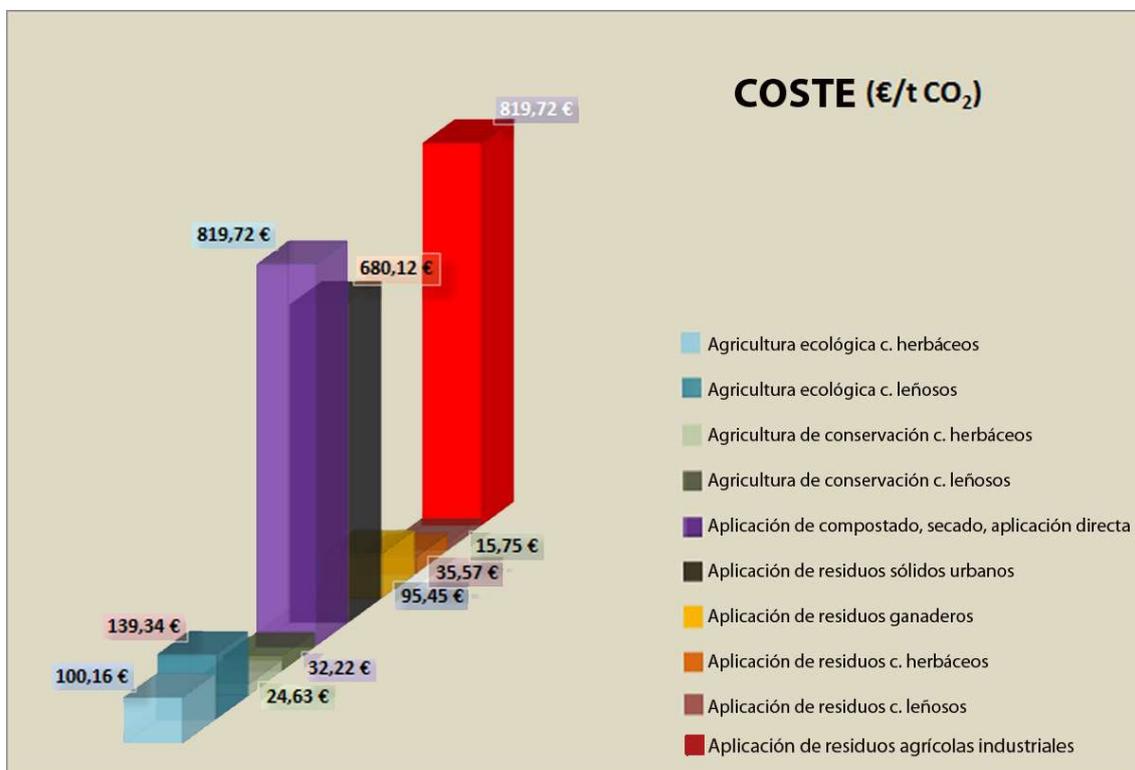


Figura 5. Coste por tonelada de CO₂ evitado en base a la aplicación de las diferentes medidas contempladas en el presente informe.

Tabla 1
Resumen de medidas y su efecto en el incremento de carbono orgánico en el suelo

Medidas en agricultura y ganadería	Aumento de COS (t C ha ⁻¹ año ⁻¹)	Aumento de captura de CO ₂ en suelo (t CO ₂ ha ⁻¹ año ⁻¹)	Contenido de COS en los suelos según tipo de cultivo (t ha ⁻¹)	Superficie Elegible* (ha)	Captura de COS (t año ⁻¹)	Incremento COS en los usos en el 4x1000 (% año ⁻¹)	CO ₂ potencial evitado (t año ⁻¹)	Inversión (€ ha ⁻¹)	Coste (€ t ⁻¹ CO ₂)	Medidas incompatibles**
Agricultura ecológica cultivos herbáceos ¹	0,6	2,20	41,78	7.998.655	4.799.193	0,187	17.597.041	220,35 €	100,16 €	+
Agricultura ecológica c. leñosos ²	0,6	2,20	36,06	4.961.981	2.977.189	0,116	10.916.358	306,55 €	139,34 €	++
Agricultura de conservación c. herbáceos ³	0,85	3,12	41,78	7.998.655	6.798.857	0,264	24.929.141	76,76 €	24,63 €	+
Agricultura de conservación c. leñosos ⁴	1,54	5,65	36,06	4.961.981	7.641.451	0,297	28.018.653	181,91 €	32,22 €	++
Aplicación de compostado, secado, aplicación directa ⁵	0,08	0,29	39,72	1.356.825	108.546	0,004	398.002	240,45 €	819,72 €	+++
Aplicación de residuos sólidos urbanos ⁶	0,05	0,18	39,72	205.000	10.250	0,0004	37.583	124,69 €	680,12 €	+++
Aplicación de residuos ganaderos ⁷	0,60	2,20	39,72	2.509.103	1.505.462	0,059	5.520.027	210,00 €	95,45 €	+++
Aplicación de residuos c. herbáceos ⁸	1,15	4,22	41,78	7.998.655	9.198.453	0,357	33.727.662	150,00 €	35,57 €	
Aplicación de residuos c. leñosos ⁹	3,15	11,55	36,06	4.961.981	15.630.240	0,607	57.310.881	181,91 €	15,75 €	
Aplicación de residuos agrícolas industriales ¹⁰	0,08	0,29	36,06	5.804.138	464.331	0,018	1.702.547	240,45 €	819,72 €	+++

*Se trata del total de la superficie en la que se podría llegar a aplicar la práctica agrícola, incluyendo en la que actualmente ya está implantada.

**Incompatibilidad: mismo número de signos de suma indican medidas a priori incompatibles entre sí. No se pueden aplicar a la vez en la superficie elegible indicada, ya que son alternativas excluyentes con principios de aplicación incompatibles si se tratasen de manera conjunta.

1. Potencial alcanzable si la mayoría de la superficie de cultivos herbáceos estuviese en agricultura ecológica
2. Potencial alcanzable si la mayoría de la superficie de cultivos leñosos estuviese en agricultura ecológica
3. Potencial alcanzable si la mayoría de la superficie de cultivos herbáceos estuviese en agricultura de conservación
4. Potencial alcanzable si la mayoría de la superficie de cultivos leñosos estuviese en agricultura de conservación
5. El potencial que se alcanzaría suponiendo que no hubiese limitación al acceso de este tipo de lodos.
6. El potencial que se alcanzaría suponiendo que no hubiese limitación al acceso de este tipo de residuos.
7. El potencial que se alcanzaría suponiendo que no hubiese limitación al acceso de este tipo de residuos.
8. El valor es potencial, dejando todos los restos vegetales que se originan en la explotación agrícola.
9. El valor es potencial, aplicando restos de poda entre las hileras de árboles, sobre el suelo de la explotación agrícola.

Conclusiones

Existe un gran potencial de incrementar los contenidos de carbono orgánico en los suelos en España.

La puesta en práctica de las medidas contempladas en este informe, aumentaría en todos los casos el carbono en los suelos, por lo que se pueden contemplar como medidas mitigadoras del cambio climático, aunque su efectividad varía entre comunidades autónomas en función de la superficie agrícola y el cultivo predominante en la zona. Además pueden contribuir a alcanzar el objetivo principal de la iniciativa 4 por mil, que es el incremento del carbono orgánico en los suelos a razón de 0,4% anual.

No todas las actuaciones capturan carbono en el suelo de igual forma, ya que existen grandes diferencias en las tasas de incremento del carbono en el suelo, según el tipo de medida a adoptar. De igual forma sucede con las primas que se contemplan en las diferentes medidas agroambientales vigentes a favor de las actuaciones incluidas en el presente informe. Es decir, por una misma práctica agrícola, se perciben primas muy diferentes dependiendo de la comunidad autónoma en la que se implante.

Asimismo, hay que destacar que algunas de las medidas son excluyentes o incompatibles. Es decir, se debe optar por una u otra, no siendo posible implementar todas las actuaciones en un mismo espacio. Por ejemplo, o se aplican lodos o se emplean compost sobre el suelo; o se realiza agricultura ecológica o se sigue agricultura de conservación.

Las aplicaciones de residuos de cultivos leñosos y herbáceos han resultado como las medidas más eficaces para incrementar carbono orgánico en los suelos, seguidas de las técnicas de agricultura de conservación en cultivos leñosos y herbáceos.

Referencias

- Muñoz Colomina, C.I.; Cano Montero, E.I.; Chamizo González, J. (2011). Una propuesta integradora de costes, indicadores y medioambiente. El caso de los residuos sólidos urbanos en Madrid. Disponible en:
http://www.ief.es/documentos/recursos/publicaciones/revistas/presu_gasto_publico/65_09.pdf
- Rodríguez Martín, J.A.; Álvaro-Fuentes, J.; Gonzalo, J.; Gil, C.; Ramos-Miras, J.J.; Grau Corbí, J.M.; Boluda, R. (2016). Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma* 264, 117–125.
- Programas autonómicos de Desarrollo Rural 2014-2020. Disponibles en:
<http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/programas-ue/periodo-2014-2020/programas-de-desarrollo-rural/programas-autonomicos/>

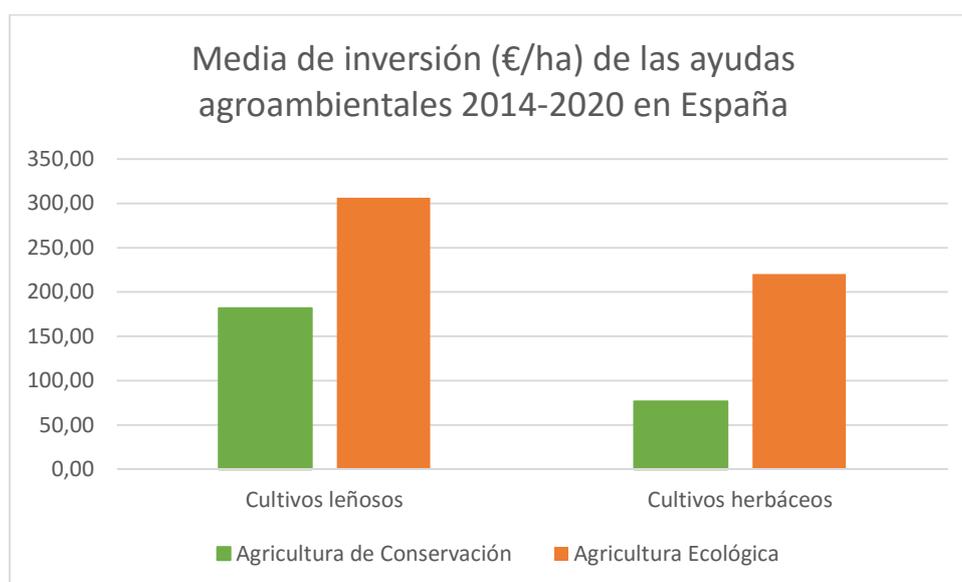
Anexo

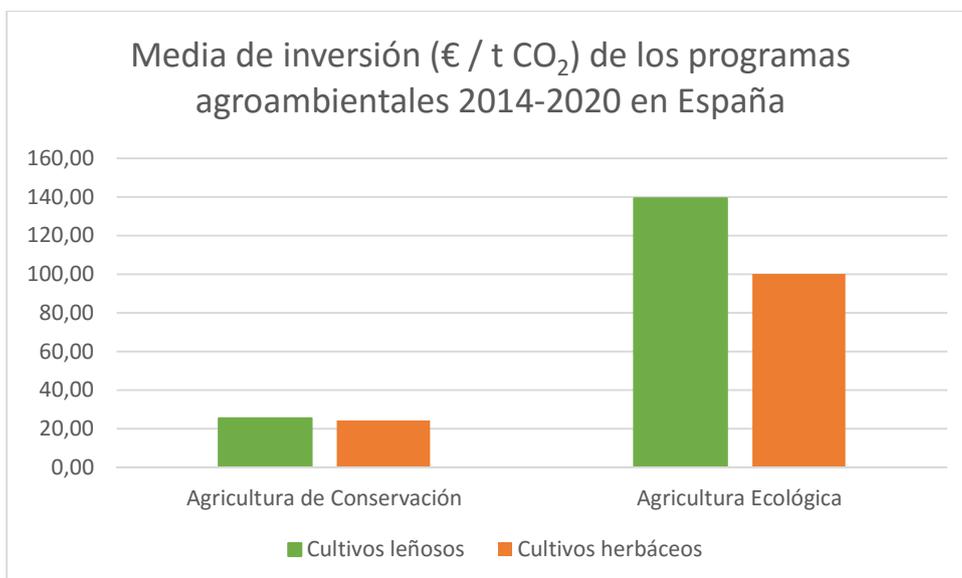
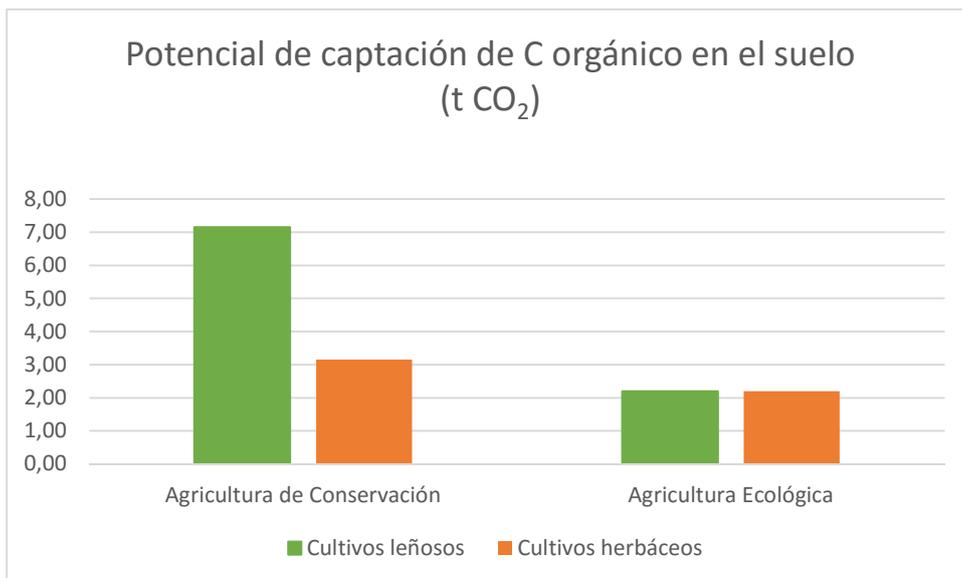
Ejemplo de inversiones públicas en sistemas agrarios con el objetivo de incrementar el carbono orgánico de los suelos

Las tablas siguientes se han calculado de la siguiente forma. Por un lado se han obtenido los coeficientes de captura de C, basado en los estudios científicos contemplados en el capítulo 1.2 (cambio en la gestión de los suelos agrícolas). Por otra parte, se han revisado los Programas de Desarrollo Rural de las principales CC.AA. agrícolas de España (Andalucía, Aragón, Castilla La Mancha, Castilla y León, Cataluña, Extremadura, entre otras...) y se han calculado las medias de ayudas destinadas a los sistemas basados en Agricultura de Conservación y Agricultura Ecológica, para cultivos extensivos (herbáceos) y leñosos. Se han realizado medias de inversión por tipología de cultivo y se han realizado las relaciones entre la inversión por hectárea y el potencial de Carbono, expresado en CO₂. De tal forma se obtiene la relación económica entre la inversión en cada sistema y su potencial de captura de CO₂ esperado.

AGRICULTURA DE CONSERVACIÓN				
	€/ha	t C/ha	t CO ₂ /ha	€/t CO ₂
CULTIVOS LEÑOSOS	181,91	1,95	7,15	25,44
CULTIVOS HERBÁCEOS	76,76	0,86	3,15	24,34

AGRICULTURA ECOLÓGICA				
	€/ha	t C/ha	t CO ₂ /ha	€/t CO ₂
CULTIVOS LEÑOSOS	306,55	0,60	2,20	139,34
CULTIVOS HERBÁCEOS	220,35	0,60	2,20	100,16





Anexo 1
Autores

1. Contexto general: El cambio climático y la Iniciativa “4 por 1000”

Gil-Ribes, J.¹; Ordóñez-Fernández, R.²; González-Sánchez, E.J.^{1,3}

¹Departamento de Ingeniería Rural, ETSIAM, Universidad de Córdoba, Ed. Leonardo Da Vinci, Campus de Rabanales, Ctra. Nacional IV, km. 396, 14014 Córdoba, España.

²Área de producción y Recursos Naturales, Centro IFAPA Alameda del Obispo, Apdo, 3092, 14080 Córdoba, España.

³Asociación Española de Agricultura de Conservación Suelos Vivos (AEAC.SV), Centro IFAPA Alameda del Obispo, Av. Menéndez Pidal s/n, 14004 Córdoba, España.

2. Potencial de España para introducir COS

2.1 Revisión de la información existente del Contenido de Carbono Orgánico en los suelos de España

Veroz-González, O.¹; González-Sánchez, E.J.^{1,2}; Carbonell-Bojollo, R.M.³; Moreno-García, M.³; Ordóñez-Fernández, R.³

¹Asociación Española de Agricultura de Conservación Suelos Vivos (AEAC.SV), Centro IFAPA Alameda del Obispo, Av. Menéndez Pidal s/n, 14004 Córdoba, España

²Departamento de Ingeniería Rural, ETSIAM, Universidad de Córdoba, Ed. Leonardo Da Vinci, Campus de Rabanales, Ctra. Nacional IV, km. 396, 14014 Córdoba, España.

³Área de Producción y Recursos Naturales, Centro IFAPA Alameda del Obispo, Apdo, 3092, 14080 Córdoba, España.

2.2 Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles en cantidades, ubicaciones, calidad y cuantificación conforme a las guías IPCC

2.2.1 Potencial para introducir COS en los suelos españoles por la aplicación de compost

Carbonell-Bojollo, R.M.¹; Moreno-García, M.¹; Repullo-Ruibérriz de Torres, M.A.¹; Ordóñez-Fernández, R.¹

¹Área de Producción y Recursos Naturales, Centro IFAPA Alameda del Obispo, Apdo, 3092, 14080 Córdoba, España.

2.2.2 Potencial para introducir COS en los suelos españoles por la aplicación de lodos de depuradora

Carbonell-Bojollo, R.M.¹; Moreno-García, M.¹; Repullo-Ruibérriz de Torres, M.A.¹; Ordóñez-Fernández, R.¹

¹Área de Producción y Recursos Naturales, Centro IFAPA Alameda del Obispo, Apdo, 3092, 14080 Córdoba, España.

2.2.4 Potencial para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de residuos agrícolas (herbáceos y leñosos)

Ordóñez-Fernández, R.¹; Moreno-García, M.¹; Repullo-Ruibérriz de Torres, M.A.¹; Carbonell-Bojollo, R.M.¹

¹Área de Producción y Recursos Naturales, Centro IFAPA Alameda del Obispo, Apdo, 3092, 14080 Córdoba, España.

2.2.5 Potencial para introducir COS en los suelos españoles: Cambios en la gestión de suelos

Ordóñez-Fernández, R.¹; González-Sánchez, E.J.^{2,3}; Moreno-García, M.¹; Repullo-Ruibérriz de Torres, M.A.¹; Carbonell-Bojollo, R.M.¹

¹Área de producción y Recursos Naturales, Centro IFAPA Alameda del Obispo, Apdo, 3092, 14080 Córdoba, España.

²Asociación Española de Agricultura de Conservación Suelos Vivos (AEAC.SV), Centro IFAPA Alameda del Obispo, Av. Menéndez Pidal s/n, 14004 Córdoba, España.

³Departamento de Ingeniería Rural, ETSIAM, Universidad de Córdoba, Ed. Leonardo Da Vinci, Campus de Rabanales, Ctra. Nacional IV, km. 396, 14014 Córdoba, España.

3. Revisión recopilación de la ciencia existente

3.1 Medidas para el aumento del contenido de carbono orgánico de los suelos

Sánchez-Ruiz, F.¹; Veroz-González, O.¹; Holgado-Cabrera, A.²; Gómez-Ariza, M.¹; González-Sánchez, E.J.^{1,3}

¹Asociación Española de Agricultura de Conservación Suelos Vivos (AEAC.SV), Centro IFAPA Alameda del Obispo, Av. Menéndez Pidal s/n, 14004 Córdoba, España.

²Federación Europea de Agricultura de Conservación (ECAAF). Rond Point Schumann 6, 1050 Bruselas. Bélgica. www.ecaf.org

³Departamento de Ingeniería Rural, ETSIAM, Universidad de Córdoba, Ed. Leonardo Da Vinci, Campus de Rabanales, Ctra. Nacional IV, km. 396, 14014 Córdoba, España.

3.2 Mejoras de productividad por el aumento del contenido de carbono orgánico de los suelos

Holgado-Cabrera, A.¹; Gómez-Ariza, M.²; Veroz-González, O.²; Sánchez-Ruiz, F.²; González-Sánchez, E.J.^{2,3}

¹Federación Europea de Agricultura de Conservación. Rond Point Schumann 6, 1050 Bruselas. Bélgica. www.ecaf.org

Área de producción y Recursos Naturales, Centro IFAPA Alameda del Obispo, Apdo, 3092, 14080 Córdoba, España.

²Asociación Española de Agricultura de Conservación Suelos Vivos (AEAC.SV), Centro IFAPA Alameda del Obispo, Av. Menéndez Pidal s/n, 14004 Córdoba, España.

³Departamento de Ingeniería Rural, ETSIAM, Universidad de Córdoba, Ed. Leonardo Da Vinci, Campus de Rabanales, Ctra. Nacional IV, km. 396, 14014 Córdoba, España.

4. Alternativas costo-eficientes. Evaluación de alternativas y costes de implementación

González-Sánchez, E.J.^{1,2}; Moreno-García, M.³; Veroz-González, O.¹; Carbonell-Bojollo, R.³; Gil-Ribes, J.¹; Ordóñez-Fernández, R.³

¹Asociación Española de Agricultura de Conservación Suelos Vivos (AEAC.SV), Centro IFAPA Alameda del Obispo, Av. Menéndez Pidal s/n, 14004 Córdoba, España.

²Departamento de Ingeniería Rural, ETSIAM, Universidad de Córdoba, Ed. Leonardo Da Vinci, Campus de Rabanales, Ctra. Nacional IV, km. 396, 14014 Córdoba, España.

³Área de producción y Recursos Naturales, Centro IFAPA Alameda del Obispo, Apdo, 3092, 14080 Córdoba, España.

Índice de acrónimos y abreviaturas

AAO: Agencia para el Aceite de Oliva.

AC: Agricultura de Conservación.

AE: Agricultura Ecológica.

AEMA: Agencia Europea de Medio Ambiente.

BOE: Boletín Oficial del Estado.

C: Carbono.

CC.AA.: Comunidades Autónomas.

CEDEX: Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas.

CER: Catálogo Europeo de Residuos.

CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico.

CO: Carbono Orgánico.

COP: Conference of the Parties.

COS: Carbono Orgánico del Suelo.

CV: Coeficiente de Variabilidad.

ECCP (Grupo de Trabajo sobre Sumideros y Agricultura del Programa Europeo sobre Cambio Climático).

EDAR: Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales.

EEA: European Environment Agency.

EIONET-SOIL: European Environment and Observation Network for Soil.

ESYRCE: Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos

FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FCC: Fracción de cabida cubierta arbórea.

GAEC: Good Agricultural and Environmental Conditions.

GEI: Gases de Efecto Invernadero.

INE: Instituto Nacional de Estadística.

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change.

LC: Laboreo Convencional.

LUCAS: Land Use/Cover Area frame statistical Survey.

LULUCF: Land Use, Land-Use Change and Forestry.

MAGRAMA: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (actualmente Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente).

MAPA: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación Ambiente (actualmente Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente).

ML: Mínimo Laboreo.

MMA: Ministerio de Medio Ambiente (actualmente Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente).

MO: Materia Orgánica.

MS: Materia Seca.

N: Nitrógeno.

PEMAR: Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos.

RSU: Residuos Sólidos Urbanos.

SAU: Superficie Agrícola Útil.

SD: Siembra Directa.

TAM: Masa animal típica.

UE: Unión Europea.

UNFCCC: United Nations Framework Convention on Climate Change.

UTCUTS: Uso de la Tierra, Cambio de Uso de la Tierra y Silvicultura.

WBGU: Siglas en alemán de la German Advisory Council on Global Change (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen).

WMO: World Meteorological Organization.

Δ : Incremento.

Anexo 3

Unidades y conversiones

UNIDADES BÁSICAS		
MAGNITUD	NOMBRE	SÍMBOLO
Longitud	metro	m
Masa	gramo	g

ALGUNAS UNIDADES DERIVADAS		
MAGNITUD	NOMBRE	SÍMBOLO
Superficie	metro cuadrado	m ²
Volumen	metro cúbico	m ³

MÚLTIPLOS Y SUBMÚLTIPLOS		
FACTOR	PREFIJO	SÍMBOLO
10 ⁻³	mili	m
10 ⁻²	centi	c
10 ⁻¹	deci	d
10	deca	da
10 ²	hecto	h
10 ³	kilo	k
10 ⁶	mega	M
10 ⁹	giga	G
10 ¹²	tera	T
10 ¹⁵	peta	P

En cuanto a la magnitud masa se utiliza según sea el caso, un prefijo antepuesto a la unidad gramo o directamente la expresión equivalente utilizada más comúnmente. Así, para los parámetros estudiados, incremento de Carbono o stocks de Carbono, se utilizan unidades como petagramos (Pg), teragramos (Tg), gigagramos (Gg), equivalente a kilotoneladas (kt) o megagramos (Mg), equivalente a toneladas (t).

En cuanto a la magnitud superficie se utiliza, según sea el caso, un prefijo antepuesto a la unidad metro cuadrado (m²) o directamente la expresión equivalente utilizada más frecuentemente. Así se tratará de metros al cuadrado (m²), kilómetros al cuadrado (km²) o de hectáreas (ha, igual a 10.000 m²).

En cuanto a la magnitud volumen se utilizará, según sea el caso un prefijo antepuesto a la unidad metro cúbico (m³), siendo lo más común la utilización de las unidades en centímetros cúbicos (cm³).

Anexo 4

Tablas e información de referencia en el cálculo de los stocks de COS

Definiciones de los Usos de Suelo según la UNFCCC

Tierras forestales (FL), incluye la tierra con vegetación leñosa y sistemas con vegetación actualmente inferior al umbral de la categoría de tierras forestales, pero que se espera que lo rebasen. Las especificaciones contempladas por la UNFCCC para considerar un uso de suelo de tipo forestal son las siguientes:

Bosque, comprende las tierras pobladas con especies forestales arbóreas como manifestación vegetal dominante y que se ajusten a los siguientes parámetros:

- Fracción de cabida cubierta arbórea (FCC) 20%.
- Superficie mínima 1 hectárea.
- Altura mínima de los árboles maduros 3 metros.

También deben ser considerados bosques, los sistemas de vegetación actualmente inferiores a dichos umbrales pero que se espera que lo rebasen. Adicionalmente se ha considerado para el cómputo de las superficies de bosque un umbral de anchura mínima de 25 metros para los elementos lineales.

Tierras de cultivo (CL), comprende la tierra cultivada, incluidos los arrozales y los sistemas de agro-silvicultura donde la estructura de la vegetación se encuentra por debajo de los umbrales utilizados para la categoría de tierras forestales. Esta categoría se divide en: cultivos herbáceos y cultivos leñosos.

Pastizales (GL), incluye las tierras de pastoreo y los pastizales dominados por vegetación herbácea o arbustiva, así como con vegetación leñosa con FCC arbórea mayor o igual a 10%, que no se consideran tierras de cultivo y que están por debajo de los valores umbrales utilizados en la categoría de tierras forestales. A efectos del Inventario de emisiones, se distingue entre: pastizales de vegetación herbácea, (GLg) y pastizales de vegetación arbustiva y arbórea (GLno-g).

Humedales (WL), comprende las superficies cubiertas o saturadas por agua durante la totalidad o parte del año y que no entra en las categorías de tierras forestales, tierras de cultivo o pastizales.

Asentamientos o artificial (SL), incluye toda la tierra desarrollada, incluidas las infraestructuras de transporte y los asentamientos humanos de cualquier tamaño, a menos que estén incluidos en otras categorías.

Otras tierras (OL), comprende suelo desnudo, roca, hielo y todas aquellas zonas que no estén incluidas en ninguna de las otras cinco categorías anteriores.

Metodología de estimación del contenido y de la concentración del COS en cada uso de suelo a partir de las superficies asociadas a cada uno dadas por la ESYRCE y los datos de COS aportados por Rodríguez Martín *et al.* (2016)

Con el fin de obtener datos de COS a nivel estatal y autonómico, e información de cómo se distribuye tanto su contenido como concentraciones en el territorio y en los diferentes usos de suelo a partir de la documentación revisada, se ha realizado un trabajo de levantamiento de información geográfica. Mediante el mismo, se ha obtenido una estimación del contenido de carbono para las distintas comunidades autónomas y para distintos usos de suelo.

Los usos de suelo que se han considerado son los recogidos en el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (1990-2014). Que, a su vez, provienen del Convenio Marco de Naciones Unidas para el Cambio Climático (UNFCCC):

- Forestal (FL)
- Pastizal (GL)
- Cultivo (CL)
- Humedales (WL)
- Asentamientos (SL)
- Otras tierras (OL)

El primer paso ha consistido en la digitalización de los rangos de concentración de COS por Mg/ha del trabajo de Rodríguez-Martín 2016. Pasando los datos del mapa de concentración de COS de dicho trabajo a una capa de información geográfica digital. Otorgando a cada una de las superficies generada el valor medio de concentración del rango correspondiente en el mapa original:

- Menos de 30 Mg/ha: 15 Mg/ha
- De 30 a 50 Mg/ha: 40 Mg/ha
- De 50 a 75 Mg/ha: 62 Mg/ha
- De 75 a 100 Mg/ha: 87 Mg/ha
- De 100 a 150 Mg/ha: 125 Mg/ha
- Más de 150 Mg/ha: 175 Mg/ha

En el segundo paso se ha cruzado la capa digital generada en el paso anterior con la superficie de cada comunidad autónoma. Permitiendo obtener un valor de COS total para cada comunidad, al multiplicar el valor medio de cada rango, por la superficie que ocupa ese determinado rango. Con este proceso, además de haberse obtenido un valor de COS para cada autonomía.

En el tercer paso se ha realizado un geoprocesamiento, en el que se ha añadido por superposición de capas digitales con información geográfica, el valor medio obtenido en el primer paso, con cada polígono de la capa Corine LandCover de usos de suelo en la Península Ibérica para el año 2006. Esta capa recoge en más de 150.000 polígonos, 44 usos diferentes de suelo, que previamente se han agrupado en los seis que utiliza el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero. Gracias a este trabajo se ha generado una gran tabla con más de

150.000 registros, procedentes de los polígonos de la capa Corine LandCover. Recogiéndose en dicha tabla la siguiente información para cada uno de los registros:

- Comunidad autónoma.
- Uso del suelo (alguno de los 6 del inventario)
- Valor medio de concentración de COS (en Mg/ha)
- Superficie del polígono (en ha)

El cuarto paso ha consistido en multiplicar la superficie de cada polígono por el valor medio de concentración de COS en el mismo, obteniéndose el valor de COS para cada polígono. Este proceso ha permitido calcular, mediante los contenidos de COS de los polígonos de cada tipo de uso de suelo, un valor de COS total para cada uno de estos usos por comunidad autónoma.

En el quinto paso se ha dividido el COS total de cada uso del suelo en cada comunidad autónoma obtenido en el paso anterior, por la superficie de cada uno de esos usos para cada comunidad autónoma en particular. Esto ha posibilitado calcular una concentración media de COS en Mg/ha para cada uno de los seis usos de suelo en cada comunidad autónoma.

En el sexto paso se ha realizado una actualización a datos actuales, obtenidos de datos de coberturas de suelo de ESYRCE. Para esta actualización se ha multiplicado la superficie en cada comunidad autónoma de los seis usos del Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero basados en datos de ESYRCE 2015 por su correspondiente concentración media obtenida en el paso anterior. De este cálculo se ha obtenido un valor actualizado a 2015 de COS para cada uso en cada comunidad autónoma.

El séptimo paso ha consistido en un ajuste de los datos de COS obtenidos depara cada uso en cada comunidad obtenidos en el paso anterior, al contenido de COS que se obtuvo en el segundo paso a partir del trabajo de Rodríguez-Martín *et al.*, 2016. Para ello se ha multiplicado la superficie de cada uso en cada comunidad por un coeficiente de ajuste. Este coeficiente de ajuste se ha calculado dividiendo la cantidad de COS de cada comunidad obtenida en el paso 2, por el dato de COS para cada comunidad obtenido en el séptimo paso (que se ha calculado previamente al sumar el COS contenido en los diferentes usos).

El resultado final ha permitido estimar cual es el contenido actual de COS (según datos de ESYRCE 2015), en los diferentes usos utilizados en el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero y para las diferentes comunidades autónomas, referenciados a la cantidades de COS a nivel nacional que se presenta en el trabajo de Rodríguez-Martín, 2016.

Esto ha permitido obtener una amplia cantidad de datos globales sobre la cantidad de COS por comunidad autónoma y/o por uso de suelo, así como de concentraciones. Qué a su vez has servido de base para crear otros nuevos cálculos como, por ejemplo, el del sumatorio de los cantidades y concentraciones para usos recogidos en la iniciativa 4por1000 (Forestal, Pastizal y Cultivos).

Tabla A1. Estudios relacionados con el COS a escala europea considerados en el presente estudio.

Referencia	Información aportada relacionada con el COS
<i>Merante et al.</i> (2017)	<p>Cálculo del potencial de los suelos de Europa para almacenar COS.</p> <p>Mapa europeo de distribución del contenido porcentual medio de COS.</p> <p>Mapa europeo de porcentaje de aplicación de prácticas agrarias favorecedoras del incremento del contenido de COS.</p>
<i>De Brogniez et al.</i> (2015)	<p>Contenido medio de COS (g/kg) para cada tipo de uso de suelo (0-30 cm).</p> <p>Relación e influencia de factores climáticos y topográficos con el contenido de COS.</p> <p>Mapa europeo de distribución del contenido medio de COS (g/kg).</p>
<i>Lugato et al.</i> (2014)	<p>Contenido medio de COS por unidad de superficie para cada Estado Miembro-tipo de uso de suelo (0-30 cm).</p> <p>Mapa europeo de distribución del contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm).</p> <p>Mapa europeo sobre predicción de cambio del contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm) según varios escenarios climáticos.</p>
<i>Jones et al.</i> (2005)	<p>Mapa europeo de distribución porcentual media de COS (0-30 cm).</p> <p>Mapa europeo de distribución del contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm).</p>

Tabla A2. Estudios relacionados con el COS a escala nacional considerados en el presente estudio.

Referencia	Información aportada relacionada con el COS
Rodríguez Martín <i>et al.</i> (2016)	<p>Contenido total de COS para el conjunto del país (0-30 cm).</p> <p>Contenido medio de COS por unidad de superficie para el conjunto del país (0-30 cm).</p> <p>Contenido medio porcentual de COS para el conjunto de la superficie española (0-30 cm).</p> <p>Contenido medio de COS por unidad de superficie para cada tipo de uso de suelo (0-30 cm).</p> <p>Mapa nacional de distribución del contenido de COS por unidad de superficie (0-30 cm).</p>
Rodríguez Martín <i>et al.</i> (2009)	<p>Contenido medio porcentual de Materia Orgánica para el conjunto de la superficie española (0-30 cm).</p> <p>Contenido medio porcentual de Materia Orgánica para cada tipo de uso de suelo (0-30 cm).</p> <p>Contenido medio porcentual de Materia Orgánica para cada tipo de suelo (0-30 cm).</p> <p>Contenido medio porcentual de Materia Orgánica para cada provincia (0-30 cm).</p> <p>Mapa nacional de distribución del contenido porcentual medio de Materia Orgánica (0-30 cm).</p>
Romanyá <i>et al.</i> (2007)	<p>Contenido medio porcentual de COS para cada tipo climático (horizonte A: 24,03±0,5 cm).</p> <p>Contenido medio porcentual de COS para cada tipo de uso de suelo (horizonte A: 24,03±0,5 cm).</p>
Hontoria <i>et al.</i> (2004)	<p>Factores que afectan al contenido de COS en España.</p> <p>Relación e influencia de cada uno de los factores estudiados con el contenido de COS.</p>
Rodríguez-Murillo (2001)	<p>Contenido total de COS para el conjunto del país (0-30 cm).</p> <p>Contenido medio de COS por unidad de superficie para el conjunto del país (0-30 cm).</p> <p>Contenido medio de COS por unidad de superficie para cada tipo de suelo (0-30 cm).</p> <p>Contenido medio de COS por unidad de superficie para cada tipo de uso de suelo (0-30 cm).</p> <p>Mapa nacional de distribución del contenido de COS por unidad de superficie (0-30 cm).</p>

Tabla A3. Estudios relacionados con el COS a escala autonómica considerados en el presente estudio.

Referencia	Zona estudiada	Información aportada relacionada con el COS
Rial <i>et al.</i> (2016)	Galicia	Contenido medio porcentual de COS para el conjunto de la región (0-30 cm). Contenido medio porcentual de COS para cada tipo de suelo (0-30 cm). Mapa regional de distribución del contenido porcentual de COS (0-30 cm).
Rodríguez-Lado y Martínez Cortizas (2015)	Galicia	Contenido total de COS para el conjunto de la región (0-30 cm). Contenido medio de COS por unidad de superficie para el conjunto de la región (0-30 cm). Contenido medio porcentual de COS por tipo de suelo (0-30 cm).
Calvo de Anta <i>et al.</i> (2015)	Galicia	Contenido medio porcentual de COS para cada provincia y tipo de suelo (0-50 cm). Contenido medio porcentual de COS para cada tipo de suelo (0-50 cm). Distribución del contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm). Mapa regional de distribución del contenido de COS por unidad de superficie (0-30 cm).
	Asturias	Contenido medio porcentual de COS para cada tipo de uso de suelo (0-50 cm).
	Cantabria	Mapa regional de distribución del contenido de COS por unidad de superficie (0-30 cm).
Álvaro-Fuentes <i>et al.</i> (2011)	País Vasco	Contenido medio de COS por unidad de superficie para cada provincia (0-30 cm). Contenido medio de COS por unidad de superficie para cada tipo de uso de suelo (0-30 cm). Mapa regional de distribución del contenido de COS por unidad de superficie (0-30 cm).
	Navarra	Contenido total de COS para el conjunto de regiones estudiadas (0-30 cm).
	Aragón Cataluña La Rioja	Contenido medio de COS por unidad de superficie para cada tipo de uso de suelo (0-30 cm). Mapa regional de distribución del contenido de COS por unidad de superficie (0-30 cm).
Albadalejo <i>et al.</i> (2013)	Murcia	Contenido total de COS para el conjunto de la región (0-100 cm). Contenido medio de COS por unidad de superficie para el conjunto de la región (0-100 cm). Contenido medio de COS por unidad de superficie para cada tipo de uso de suelo (0-100 cm). Contenido medio de COS por unidad de superficie para cada tipo de suelo (0-100 cm). Contenido total de COS para cada tipo de uso de suelo (0-100 cm). Contenido total de COS para cada tipo de suelo (0-100 cm). Contenido medio porcentual de COS para cada tipo de uso de suelo (0-100 cm). Contenido medio porcentual de COS para cada tipo de suelo (0-100 cm).

Tabla A3. Estudios relacionados con el COS a escala autonómica considerados en el presente estudio (continuación).

Referencia	Zona estudiada	Información aportada relacionada con el COS
Muñoz-Rojas <i>et al.</i> (2012)	Andalucía	<p>Contenido total de COS para el conjunto de la región (0-75 cm).</p> <p>Contenido medio de COS por unidad de superficie para el conjunto de la región (0-75 cm).</p> <p>Contenido medio de COS por unidad de superficie para cada tipo de uso de suelo (0-75 cm).</p> <p>Contenido medio de COS por unidad de superficie para cada tipo de suelo (0-75 cm).</p> <p>Contenido total de COS para cada tipo de uso de suelo (0-75 cm).</p> <p>Contenido total de COS para cada tipo de suelo (0-75 cm).</p> <p>Mapa regional de distribución del contenido de COS por unidad de superficie (0-75 cm).</p>

Tabla A4. Estudios relacionados con el COS a escala local considerados en el presente estudio.

Referencia	Zona estudiada	Información aportada relacionada con el COS
Quijano <i>et al.</i> (2016)	Cuenca del Ebro (Zaragoza)	Contenido medio porcentual de COS de la zona estudiada (0-40 cm). Contenido medio de COS por unidad de superficie de la zona estudiada (0-40 cm). Mapa zonal de distribución del contenido de COS por unidad de superficie (0-40 cm).
Carbonell-Bojollo <i>et al.</i> (2015)	Carmona (Sevilla)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-20 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Siembra Directa). Contenido medio de COS (g/kg) (0-20 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Siembra Directa).
Parras-Alcántara <i>et al.</i> (2015a)	Valle de los Pedroches (Córdoba)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-20 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en cultivos leñosos (Laboreo Convencional vs Agricultura Orgánica).
Parras-Alcántara <i>et al.</i> (2015b)	Valle de los Pedroches (Córdoba)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-102 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en dehesa (Agricultura Orgánica vs Laboreo Convencional). Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-102 cm) para cada tipo de suelo.
Álvaro-Fuentes <i>et al.</i> (2014)	Agramunt (Lérida)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos con distintos periodos de tiempo de implantación (Laboreo Convencional vs Siembra Directa con 1, 4, 11 y 20 años de implantación). Cantidad de Carbono secuestrado y ratio de secuestro de la Siembra Directa en función de los años de implantación.
Fernández-Romero <i>et al.</i> (2014)	Torre del Campo (Jaén)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-100 cm) para un suelo ocupado por vegetación natural y por olivar en distintas partes de una ladera. Contenido medio de COS (g/kg) (0-100 cm) para un suelo ocupado por vegetación natural y por olivar en distintas partes de una ladera. Distribución de la cantidad de COS por unidad de superficie a lo largo del perfil de suelo (0-90 cm) (vegetación natural, olivar).

Tabla A4. Estudios relacionados con el COS a escala local considerados en el presente estudio (continuación).

Referencia	Zona estudiada	Información aportada relacionada con el COS
López-Garrido <i>et al.</i> (2014)	Sevilla (Sevilla)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-25 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Siembra Directa). Evolución del contenido medio de COS por unidad de superficie (0-25 cm) para tres sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos con distintos años de implantación (Laboreo Convencional vs Siembra Directa vs Mínimo Laboreo).
Peregrina <i>et al.</i> (2014)	Nájera (La Rioja)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-5 cm) para tres sistemas de manejo de suelo en viñedo (Laboreo Convencional vs Cubierta Vegetal sembrada con cereal vs Cubierta Vegetal sembrada con trébol).
Lozano-García y Parras-Alcántara (2013)	Torredelcampo (Jaén)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-115 cm) para tres sistemas de manejo de suelo en olivar (Laboreo Convencional vs Aplicación de alperujo vs Aplicación hojas de limpia de olivar). Contenido medio de COS (g/kg) (0-115 cm) para tres sistemas de manejo de suelo en olivar (Laboreo Convencional vs Aplicación de alperujo vs Aplicación hojas de limpia de olivar). Distribución de la cantidad de COS por unidad de superficie a lo largo del perfil de suelo (0-115 cm) (Laboreo Convencional vs Aplicación de alperujo vs Aplicación hojas de limpia de olivar).
Marquez-Garcia <i>et al.</i> (2013)	Castro del Río (Córdoba)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-25 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en olivar (Laboreo Convencional vs Cubierta Vegetal).
	Obejo (Córdoba)	Contenido medio porcentual de COS (0-25 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en olivar (Laboreo Convencional vs Cubierta Vegetal).
	Torredelcampo (Jaén)	Distribución de la cantidad de COS por unidad de superficie a lo largo del perfil de suelo (0-25 cm) (Laboreo Convencional vs Cubierta Vegetal).
	La Campana (Sevilla)	Pérdida de COS asociado a la pérdida de suelo por erosión.
	Chucena (Huelva)	
Nieto <i>et al.</i> (2013)	La Torre (Málaga)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en olivar (Laboreo Convencional vs Cubierta Vegetal).
	Matallana (Córdoba)	Predicción del incremento de COS en el suelo para dos sistemas de manejo de suelo en olivar (Laboreo Convencional vs Cubierta Vegetal).

Tabla A4. Estudios relacionados con el COS a escala local considerados en el presente estudio (continuación).

Referencia	Zona estudiada	Información aportada relacionada con el COS
Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> (2013)	Campo Real (Madrid)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en viñedo (Laboreo Convencional vs Cubierta Vegetal). Cuantía de COS asociada al sedimento.
Simón <i>et al.</i> (2013)	Oropesa (Toledo)	Contenido medio de COS (g/kg) (0-5 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en dehesa (Pastoreo ocasional vs Pastoreo continuo).
Álvaro-Fuentes <i>et al.</i> (2012)	Agramunt (Lérida)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Siembra Directa) y tres estrategias de fertilización nitrogenada (0 kg N/ha, 60 kg N/ha, 120 kg N/ha). Ratios de secuestro de Carbono para dos sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Siembra Directa) y tres estrategias de fertilización nitrogenada (0 kg N/ha, 60 kg N/ha, 120 kg N/ha).
López <i>et al.</i> (2012)	Zaragoza	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-20 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Siembra Directa) en tres situaciones (Monocultivo de cereal vs Rotación cereal/barbecho, Con aporte de fertilización orgánica vs Sin aporte de fertilización orgánica, Monocultivo de cereal vs Rotación de cereal/leguminosa).
	Huesca	
	Teruel	
Repullo-Ruibérriz de Torres <i>et al.</i> (2012)	Fernán Núñez (Córdoba)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-20 cm) para cuatro tipos de Cubierta Vegetal en olivar (Vegetación espontánea vs <i>Sinapis alba</i> vs <i>Eruca vesicaria</i> vs <i>Brachypodium distachyon</i>).
Virto <i>et al.</i> (2012)	Olite (Pamplona)	Contenido medio de COS (g/kg) (0-30 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en olivar (Laboreo Convencional vs Cubierta Vegetal).
López-Fando y Pardo (2011)	Santa Olalla (Toledo)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm) para tres sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Siembra Directa vs Mínimo Laboreo).

Tabla A4. Estudios relacionados con el COS a escala local considerados en el presente estudio (continuación).

Referencia	Zona estudiada	Información aportada relacionada con el COS
López-Garrido <i>et al.</i> (2011a)	Sevilla (Sevilla)	<p>Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-100 cm) para tres sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos con distintos años de implantación (Laboreo Convencional vs Mínimo Laboreo vs Siembra Directa).</p> <p>Distribución de la cantidad de COS por unidad de superficie y en g/kg a lo largo del perfil de suelo (0-100 cm).</p>
López-Garrido <i>et al.</i> (2011b)	Alange (Badajoz)	<p>Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-25 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (No Laboreo con un pase de arado de vertedera vs Siembra Directa).</p> <p>Contenido medio de COS (g/kg) (0-25 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (No Laboreo con un pase de arado de vertedera vs Siembra Directa).</p>
Melero <i>et al.</i> (2011)	Castro del Río (Córdoba)	<p>Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-5 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Siembra Directa) con varios tipos de rotaciones de cultivos.</p>
Nieto <i>et al.</i> (2011)	Castillo de Tajarja (Granada)	<p>Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm) para tres sistemas de manejo de suelo en olivar (Laboreo Convencional vs No Laboreo con suelo desnudo vs Cubierta Vegetal).</p> <p>Distribución de la cantidad porcentual de COS a lo largo del perfil de suelo (0-30 cm).</p>
Boulal y Gómez-Mcpherson (2010)	Fuente Palmera (Córdoba)	<p>Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm) para un sistema de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Siembra Directa) en varias ubicaciones de una ladera.</p> <p>Contenido medio porcentual de COS (0-30 cm) para un sistema de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Siembra Directa) en varias ubicaciones de una ladera.</p>

Tabla A4. Estudios relacionados con el COS a escala local considerados en el presente estudio (continuación).

Referencia	Zona estudiada	Información aportada relacionada con el COS
Carbonell-Bojollo <i>et al.</i> (2010)	Montoro (Córdoba)	<p>Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm) para varias estrategias de aplicación de alperujo en olivar (15 kg alperujo/árbol, 7,5 kg alperujo/árbol, sin aplicación de alperujo).</p> <p>Porcentaje de Carbono fijado en el suelo para las distintas estrategias de aplicación de alperujo en olivar (15 kg alperujo/árbol, 7,5 kg alperujo/árbol, sin aplicación de alperujo).</p>
Sombrero y De Benito (2010)	Torrepedierne (Burgos)	<p>Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-30 cm) para tres sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Mínimo Laboreo vs Siembra Directa) con varios tipos de rotaciones de cultivos.</p> <p>Evolución de la cantidad de COS por unidad de superficie (0-30 cm) en el periodo estudiado para cada uno de los sistemas de manejo de suelo estudiados.</p> <p>Distribución de la cantidad de COS por unidad de superficie a lo largo del perfil de suelo (0-30 cm).</p>
Boix-Fayos <i>et al.</i> (2009)	Cuenca de Rogativa (Murcia)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-10 cm) para tres densidades de arbolado en suelos ocupados por bosque.
Hernanz <i>et al.</i> (2009)	Alcalá de Henares (Madrid)	<p>Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-40 cm) para tres sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Mínimo Laboreo vs Siembra Directa).</p> <p>Contenido medio de COS (g/kg) (0-40 cm) para tres sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Mínimo Laboreo vs Siembra Directa).</p> <p>Tasa de incremento de COS por unidad de superficie a lo largo de los años de implantación de cada uno de los sistemas de manejo de suelo estudiados.</p>
Álvaro-Fuentes <i>et al.</i> (2008)	Peñaflor (Zaragoza) Agramunt (Lérida) Selvanera (Lérida)	<p>Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-40 cm) para cuatro sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Mínimo Laboreo vs Siembra Directa vs Laboreo con subsolador).</p> <p>Distribución de la cantidad de COS (g/kg) a lo largo del perfil de suelo (0-40 cm).</p>

Tabla A4. Estudios relacionados con el COS a escala local considerados en el presente estudio (continuación).

Referencia	Zona estudiada	Información aportada relacionada con el COS
Martínez-Mena <i>et al.</i> (2008)	Cehegin (Murcia)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-5 cm) para tres tipos de uso de suelo (Olivar vs Bosque vs Terreno abandonado). Contenido medio de COS (g/kg) (0-5 cm) para tres tipos de uso de suelo (Olivar vs Bosque vs Terreno abandonado).
Álvarez <i>et al.</i> (2007)	Sierra Morena (Córdoba)	Contenido medio de COS (g/kg) (0-20 cm) para tres tipos de manejo de suelo en cultivos leñosos (Laboreo Convencional, Agricultura orgánica con pastoreo controlado, Agricultura orgánica con pastoreo intensivo) y zonas naturales en dos tipos de suelos.
Melero <i>et al.</i> (2006)	Alcalá del Rio (Sevilla)	Contenido medio de COS por unidad de superficie (0-15 cm) para dos sistemas de manejo de suelo en cultivos herbáceos (Laboreo Convencional vs Agricultura Orgánica)

Tabla A5. Valores porcentuales de COS por provincia (25 cm de profundidad).
Adaptado de Rodríguez Martín *et al.* (2009).

Provincia/CC.AA.	Media COS (%)	Mediana COS (%)
Galicia		
La Coruña	6,48	5,88
Lugo	4,48	4,18
Orense	3,77	3,12
Pontevedra	4,14	3,47
País Vasco		
Álava	1,34	1,29
Guipúzcoa	5,61	3,41
Vizcaya	2,60	2,71
Castilla La Mancha		
Albacete	1,07	0,94
Ciudad Real	1,00	0,92
Cuenca	0,96	0,88
Guadalajara	1,09	0,94
Toledo	0,80	0,71
Comunidad Valenciana		
Alicante	0,99	0,94
Castellón	1,44	1,12
Valencia	1,04	1,06
Andalucía		
Almería	0,67	0,59
Cádiz	1,18	1,06
Córdoba	0,85	0,82
Granada	1,01	1,00
Huelva	1,04	0,71
Jaén	0,91	0,82
Málaga	0,91	0,88
Sevilla	1,05	1,00
Castilla y León		
Ávila	0,71	0,53
Burgos	1,32	1,12
León	1,35	0,82
Palencia	1,41	1,06
Salamanca	0,89	0,76
Segovia	1,02	0,71
Soria	1,12	1,00
Valladolid	0,84	0,65
Zamora	0,70	0,59
Extremadura		
Badajoz	0,97	0,82
Cáceres	1,15	0,94

Tabla A5. Valores porcentuales de COS por provincia (25 cm de profundidad) (continuación).
Adaptado de Rodríguez Martín *et al.* (2009).

Provincia/CC.AA.	Media COS (%)	Mediana COS (%)
Cataluña		
Barcelona	1,31	1,06
Gerona	1,69	1,29
Lérida	1,36	1,18
Tarragona	1,28	1,12
Canarias		
Fuerteventura	0,54	0,53
Gran Canarias	1,66	1,29
Gomera	2,34	2,35
Hierro	2,26	2,24
Lanzarote	0,85	0,82
Las Palmas	3,82	2,65
Tenerife	2,64	2,00
Aragón		
Huesca	1,15	1,06
Teruel	1,21	1,06
Zaragoza	1,13	1,06
Baleares		
Ibiza	1,92	1,82
Menorca	2,19	1,94
Palma de Mallorca	1,75	1,71
La Rioja		
Logroño	0,99	0,94
Madrid		
Madrid	0,84	0,71
Murcia		
Murcia	1,18	0,94
Navarra		
Navarra	1,36	1,24
Asturias		
Oviedo	4,27	3,76
Cantabria		
Santander	4,32	3,65
MEDIA NACIONAL	1,44	1,00

Tabla A6. Cantidades de COS almacenados (Tg) por uso de suelo en cada Comunidad Autónoma (30 cm de profundidad).
Elaboración propia a partir de las superficies contempladas en el ESYRCE (2015a) y datos de concentraciones dadas por Rodríguez Martín et al. (2016).

Comunidad Autónoma	Forestal (FL)	Cultivos (CL)	Pastizal (GL)	Humedales (WL)	Artificial (SL)	Otros (OL)	Total
Galicia	171,22	52,47	149,94	2,22	6,39	24,67	406,91
País Vasco	30,81	4,89	17,21	0,59	1,99	1,78	57,28
Castilla La Mancha	96,55	115,61	90,72	2,95	2,13	12,85	320,81
Comunidad Valenciana	27,60	25,42	31,23	1,60	4,36	7,37	97,57
Andalucía	62,23	110,73	135,49	5,44	6,48	12,38	332,74
Castilla y León	118,79	129,72	153,23	4,04	3,39	38,13	447,31
Extremadura	17,21	39,42	108,35	4,35	1,02	5,60	175,95
Cataluña	123,08	44,89	49,30	1,97	9,09	13,98	242,31
Aragón	90,12	85,49	99,30	2,90	1,95	11,09	290,84
Baleares	6,56	8,89	6,29	0,15	1,57	7,16	30,61
La Rioja	16,54	11,01	17,75	0,41	0,35	2,98	49,05
Madrid	6,03	4,08	8,90	0,30	2,21	1,90	23,42
Murcia	8,98	17,79	13,63	0,45	1,24	2,53	44,62
Navarra	33,62	18,37	24,13	0,72	0,76	2,71	80,31
Asturias	48,55	3,23	74,71	0,53	2,54	6,13	135,69
Cantabria	26,04	0,97	36,09	0,87	1,93	3,34	69,23
TOTAL	883,93	672,98	1.016,27	29,49	47,41	154,58	2.804,66

Tabla A7. Concentraciones medias de COS (Mg C/ha) por Comunidad Autónoma y uso de suelo (30 cm de profundidad).
Elaboración propia a partir de las superficies contempladas en el ESYRCE (2015a) y datos de concentraciones dadas por Rodríguez Martín et al. (2016).

Comunidad Autónoma	Forestal (FL)	Cultivos (CL)	Pastizal (GL)	Humedales (WL)	Artificial (SL)	Otros (OL)	Media
Galicia	143,11	141,06	133,85	124,31A	123,94	123,67	137,59
País Vasco	83,68	59,41	79,28	81,75	76,81	79,93	79,22
Castilla La Mancha	53,66	31,25	44,90	35,93	28,08	47,80	40,37
Comunidad Valenciana	44,13	39,54	42,43	51,06	39,17	41,27	41,96
Andalucía	46,54	31,19	44,13	35,27	38,35	25,85	37,99
Castilla y León	54,48	36,59	50,30	50,31	42,23	77,86	47,47
Extremadura	44,21	36,91	44,30	38,74	34,36	47,37	42,26
Cataluña	87,65	54,74	76,47	60,99	60,87	88,26	75,51
Aragón	73,14	47,82	64,90	50,44	48,43	89,21	60,95
Baleares	63,83	52,53	64,49	68,74	63,69	69,56	61,33
La Rioja	119,78	69,39	102,97	86,27	57,92	121,56	97,21
Madrid	37,30	19,79	32,94	32,47	20,02	42,24	29,17
Murcia	44,79	37,24	39,75	43,70	35,70	38,72	39,44
Navarra	98,59	55,86	79,86	58,63	59,12	64,85	77,30
Asturias	127,24	128,30	128,67	127,86	127,34	125,72	127,98
Cantabria	131,98	122,92	129,49	124,10	125,36	126,45	129,97
MEDIA	73,32	39,72	60,22	47,18	49,51	64,60	56,26

Tabla A8. Concentraciones de COS (Mg C/ha) por provincia y uso de suelo (30 cm de profundidad).
Fuente: Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (MAGRAMA, 2016).

Provincia/CC.AA.	Forestal (FL)	Cultivos (CL)	Pastizal (GL)	Humedales (WL)
Galicia				
La Coruña	63,92	49,98	76,34	62,86
Lugo	61,58	46,26	70,26	62,86
Orense	56,73	39,47	63,01	62,86
Pontevedra	60,36	45,83	73,63	62,86
País Vasco				
Álava	57,53	34,82	62,10	62,86
Guipúzcoa	64,21	50,28	76,94	62,86
Vizcaya	64,21	50,28	76,94	62,86
Castilla La Mancha				
Albacete	46,61	29,05	37,21	62,86
Ciudad Real	46,45	29,04	37,07	62,86
Cuenca	50,21	30,82	44,33	62,86
Guadalajara	50,61	32,49	47,77	62,86
Toledo	46,93	29,05	37,49	62,86
Comunidad Valenciana				
Alicante	46,97	29,25	37,85	62,86
Castellón	49,40	30,10	41,78	62,86
Valencia	47,95	30,04	39,19	62,86
Andalucía				
Almería	46,39	29,03	37,04	62,86
Cádiz	46,51	29,04	37,24	62,86
Córdoba	46,36	29,03	37,02	62,86
Granada	46,51	29,04	37,40	62,86
Huelva	46,36	29,03	37,02	62,86
Jaén	47,12	29,07	38,21	62,86
Málaga	46,42	29,04	37,19	62,86
Sevilla	46,36	29,03	37,02	62,86
Castilla y León				
Ávila	50,01	31,26	53,42	62,86
Burgos	53,86	34,33	53,38	62,86
León	53,03	33,13	59,31	62,86
Palencia	52,11	33,33	52,24	62,86
Salamanca	48,55	30,47	42,00	62,86
Segovia	50,83	32,86	48,27	62,86
Soria	51,36	33,76	47,81	62,86
Valladolid	48,41	31,13	42,32	62,86
Zamora	49,19	29,86	46,59	62,86
Extremadura				
Badajoz	46,36	29,04	37,02	62,86
Cáceres	46,79	29,28	38,46	62,86

**Tabla A8. Concentraciones de COS (Mg C/ha) por provincia y uso de suelo (30 cm de profundidad)
(continuación).**

Fuente: Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (MAGRAMA, 2016).

Provincia/CC.AA.	Forestal (FL)	Cultivos (CL)	Pastizal (GL)	Humedales (WL)
Cataluña				
Barcelona	50,26	32,99	46,64	62,86
Gerona	53,22	32,96	55,99	62,86
Lérida	52,57	31,88	60,63	62,86
Tarragona	49,09	30,57	41,61	62,86
Canarias				
Las Palmas	53,53	53,53	53,53	86,35
Tenerife	64,57	64,57	64,57	87,54
Aragón				
Huesca	53,46	32,59	55,74	62,86
Teruel	50,57	32,88	46,36	62,86
Zaragoza	49,27	30,94	41,76	62,86
Baleares				
Baleares	46,73	29,10	37,78	62,86
La Rioja				
Logroño	51,74	33,56	49,41	62,86
Madrid				
Madrid	50,24	29,26	45,83	62,86
Murcia				
Murcia	46,45	29,04	37,08	62,86
Navarra				
Navarra	60,72	34,52	61,88	62,86
Asturias				
Oviedo	63,59	50,27	76,81	62,86
Cantabria				
Santander	62,22	48,58	73,92	62,86
MEDIA NACIONAL	51,39	31,48	48,73	62,95

Tabla A9. Trabajos a escala local realizados en España con información del COS en ecosistemas agrarios utilizados en el presente estudio.

LOCALIZACIÓN	AÑO DATOS	USO DE SUELO	CULTIVO	PROFUNDIDAD	SISTEMA DE MANEJO	COS (Mg/ha)	REFERENCIA
Olite (Pamplona)	-	Cultivos leñosos	Viña	0-30 cm	Laboreo Convencional	39,1	Virto <i>et al.</i> (2012)
					Cubiertas vegetales con 1 año de antigüedad	52,1	
					Cubiertas vegetales con 5 años de antigüedad	47,8	
Olite (Pamplona)	2004	Cultivos herbáceos	Cebada	0-30 cm	Siembra Directa	51,5	Virto <i>et al.</i> (2007)
					No laboreo + Quema del rastrojo	51,1	
Nájera (La Rioja)	2013	Cultivos leñosos	Viña	0-5 cm	Laboreo Convencional	46,9	Peregrina <i>et al.</i> (2014)
					Cubierta Vegetal de trébol	7,0	
					Cubierta Vegetal de cebada	5,4	
					Laboreo Convencional	5,0	
Cuenca del Ebro (Zaragoza)	-	Cultivos herbáceos	Rotación trigo/cebada	0-25/40 cm	Laboreo Convencional	34,9	Quijano <i>et al.</i> (2016)
Zaragoza, Huesca y Teruel	-	Cultivos herbáceos	Monocultivo de cereal	0-20 cm	Siembra Directa	43,5	López <i>et al.</i> (2012)
					Laboreo Convencional	28,1	
			Rotación cereal/ barbecho		Siembra Directa con aporte de fertilización orgánica	32,4	
					Laboreo Convencional sin aporte de fertilización orgánica	23,8	
			Rotación cereal/leguminosa		Siembra Directa	28,1	
					Laboreo Convencional	22,7	
Peñaflor I (Zaragoza)	2005	Cultivos herbáceos	Monocultivo de cebada	0-40 cm	Siembra Directa	50,5	Álvaro-Fuentes <i>et al.</i> (2008)
					Mínimo Laboreo	47,4	
					Laboreo Convencional	47,5	
Peñaflor II (Zaragoza)	2005	Cultivos herbáceos	Rotación cebada/ barbecho	0-40 cm	Siembra Directa	44,4	Álvaro-Fuentes <i>et al.</i> (2008)
					Mínimo Laboreo	42,0	
					Laboreo Convencional	43,6	
Agramunt (Lérida)	2010	Cultivos herbáceos	Rotación trigo/cebada	0-30 cm	Siembra Directa (20 años)	38,8	Álvaro-Fuentes <i>et al.</i> (2014)
					Siembra Directa (11 años)	37,7	
					Siembra Directa (4 años)	35,1	
					Siembra Directa (1 año)	33,2	
					Laboreo Convencional	33,0	

Tabla A7. Trabajos a escala local realizados en España con información del COS en ecosistemas agrarios utilizados en el presente estudio (continuación).

LOCALIZACIÓN	AÑO DATOS	USO DE SUELO	CULTIVO	PROFUNDIDAD	SISTEMA DE MANEJO	COS (Mg/ha)	REFERENCIA
Agramunt (Lérida)	2009	Cultivos herbáceos	Rotación trigo/cebada	0-30 cm	Siembra Directa (dosis 0 kg N/ha)	33,2	Álvaro-Fuentes <i>et al.</i> (2012)
					Siembra Directa (dosis 60 kg N/ha)	37,5	
					Siembra Directa (dosis 120 k N/ha)	39,6	
					Laboreo Convencional (dosis 0 kg N/ha)	28,0	
					Laboreo Convencional (dosis 60 kg N/ha)	29,4	
					Laboreo Convencional (dosis 120 kg N/ha)	31,9	
Agramunt (Lérida)	2005	Cultivos herbáceos	Rotación trigo/cebada	0-40 cm	Siembra Directa	46,8	Álvaro-Fuentes <i>et al.</i> (2008)
					Mínimo Laboreo	46,2	
					Laboreo con subsolador	44,1	
					Laboreo Convencional	46,5	
Selvanera (Lérida)	2005	Cultivos herbáceos	Rotación trigo/cebada/trigo/colza	0-40 cm	Siembra Directa	55,4	Álvaro-Fuentes <i>et al.</i> (2008)
					Mínimo Laboreo	61,0	
					Laboreo con subsolador	61,6	
					Laboreo Convencional	63,1	
Torrepadierne (Burgos)	2004	Cultivos herbáceos	Rotación cereal/cereal/leguminosa/cereal	0-30 cm	Siembra Directa	53,4	Sombrero y De Benito (2010)
					Mínimo Laboreo	49,6	
			Laboreo Convencional	38,2			
			Rotación barbecho/cereal/leguminosa/cereal	Siembra Directa	51,9		
			Mínimo Laboreo	47,4			
			Laboreo Convencional	38,3			
			Rotación cereal/leguminosa/cereal/cereal	Siembra Directa	55,0		
			Mínimo Laboreo	51,6			
			Laboreo Convencional	40,0			
			Rotación leguminosa/cereal/cereal/cereal	Siembra Directa	53,4		
			Mínimo Laboreo	46,1			
			Laboreo Convencional	41,0			
			Rotación cereal/leguminosa/cereal/cereal	Siembra Directa	52,2		
			Mínimo Laboreo	48,0			
Laboreo Convencional	42,7						

Tabla A7. Trabajos a escala local realizados en España con información del COS en ecosistemas agrarios utilizados en el presente estudio (continuación).

LOCALIZACIÓN	AÑO DATOS	USO DE SUELO	CULTIVO	PROFUNDIDAD	SISTEMA DE MANEJO	COS (Mg/ha)	REFERENCIA
Campo Real (Madrid)	2010	Cultivos leñosos	Vinya	0-10 cm	Cubierta Vegetal (Centeno)	11,5	Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> (2013)
					Cubierta Vegetal (Brachypodium)	11,7	
					Laboreo Convencional	8,0	
Alcalá de Henares (Madrid)	2005	Cultivos herbáceos	Rotación trigo/veza	0-40 cm	Siembra Directa	46,0	Hernanz <i>et al.</i> (2009)
					Mínimo Laboreo	38,8	
					Laboreo Convencional	38,8	
Oropesa (Toledo)	2007	Dehesa	Encinar	0-5 cm	Pastoreo continuo	11,1	Simón <i>et al.</i> (2013)
					Pastoreo ocasional	9,9	
Santa Olalla (Toledo)	2008	Cultivos herbáceos	Rotación cebada/guisante	0-30 cm	Siembra Directa	32,6	López-Fando y Pardo (2011)
					Mínimo Laboreo	26,0	
					Laboreo Convencional	26,5	
Cuenca de Rogativa (Murcia)	1997	Bosque	Vegetación autóctona	0-10 cm	Alta densidad de arbolado	14,2	Boix-Fayos <i>et al.</i> (2009)
		Bosque	Vegetación autóctona		Densidad media de arbolado	11,5	
		Bosque	Vegetación autóctona		Baja densidad de arbolado	10,7	
		Matorral	Vegetación autóctona			8,2	
		Pastizal	Vegetación autóctona			8,7	
		Cultivos				4,6	
Cehegin (Murcia)	2005	Bosque	Vegetación autóctona	0-5 cm		14,0	Martínez-Mena <i>et al.</i> (2008)
		Terreno abandonado	Vegetación autóctona			8,2	
		Cultivos leñosos	Olivar			7,2	
Alange (Badajoz)	2009	Cultivos herbáceos	Monocultivo de trigo	0-25 cm	Siembra Directa	29,3	López-Garrido <i>et al.</i> (2011b)
					No laboreo con un pase de arado de vertedera	30,8	
Carmona (Sevilla)	2008	Cultivos herbáceos	Rotación cereal/girasol/leguminosa	0-20 cm	Siembra Directa	20,6	Carbonell-Bojollo <i>et al.</i> (2015)
					Laboreo Convencional	16,4	

Tabla A7. Trabajos a escala local realizados en España con información del COS en ecosistemas agrarios utilizados en el presente estudio (continuación).

LOCALIZACIÓN	AÑO DATOS	USO DE SUELO	CULTIVO	PROFUNDIDAD	SISTEMA DE MANEJO	COS (Mg/ha)	REFERENCIA
Valle de los Pedroches (Córdoba)	2009	Cultivos leñosos	Olivar	0-76,1 cm	Agricultura Orgánica	73,6	Parras-Alcántara <i>et al.</i> (2015a)
				0-89,2 cm	Laboreo Convencional	54,4	
Valle de los Pedroches (Córdoba)	2009	Dehesa	Encinas y alcornoques	0-103 cm	Agricultura Orgánica (Cambisol)	71,0	Parras-Alcántara <i>et al.</i> (2015b)
				0-82,5 cm	Laboreo Convencional (Cambisol)	40,5	
				0-97 cm	Agricultura Orgánica (Luvisol)	66,0	
				0-111 cm	Laboreo Convencional (Luvisol)	35,5	
				0-33,4 cm	Agricultura Orgánica (Leptosol)	71,4	
Torredelcampo (Jaén)	-	Bosque	Vegetación autóctona	0-100 cm	Cumbre de la ladera	100,9	Fernández-Romero <i>et al.</i> (2014)
					Zona media de la ladera	102,2	
					Pie de la ladera	97,0	
		Cultivos leñosos	Olivar	Laboreo convencional (cumbre de la ladera)	68,9		
				Laboreo convencional (zona media de la ladera)	82,3		
Sevilla (Sevilla)	2009	Cultivos herbáceos	Rotación trigo/girasol	0-25 cm	Siembra Directa (ensayos de corta duración)	40,5	López-Garrido <i>et al.</i> (2014)
					Mínimo Laboreo (ensayos de larga duración)	42,2	
					Mínimo Laboreo (ensayos de corta duración)	35,5	
					Laboreo Convencional (ensayos de larga duración) ^a	37,8	
					Torredelcampo (Jaén)	2005	
				Laboreo Convencional con alperujo	91,5		
				Laboreo Convencional	75,4		

Tabla A7. Trabajos a escala local realizados en España con información del COS en ecosistemas agrarios utilizados en el presente estudio (continuación).

LOCALIZACIÓN	AÑO DATOS	USO DE SUELO	CULTIVO	PROFUNDIDAD	SISTEMA DE MANEJO	COS (Mg/ha)	REFERENCIA
Castro del Río (Córdoba)	2007	Cultivos leñosos	Olivar	0-25 cm	Cubierta Vegetal (Vegetación espontánea)	25,6	Marquez-Garcia <i>et al.</i> (2013)
					Laboreo Convencional	17,8	
Obejo (Córdoba)					Cubierta Vegetal (Vegetación espontánea)	66,0	
					Laboreo Convencional	42,4	
Torredelcampo (Jaén)					Cubierta Vegetal (Sembrada)	38,8	
					Laboreo Convencional	27,1	
La Campana (Sevilla)					Cubierta Vegetal (Vegetación espontánea)	52,7	
					Laboreo Convencional	54,8	
Chucena (Huelva)					Cubierta Vegetal (Vegetación espontánea)	65,5	
					Laboreo Convencional	47,2	
Matallana (Córdoba)	2008	Cultivos leñosos	Olivar	0-30 cm	Cubierta Vegetal	49,4	Nieto <i>et al.</i> (2013)
					Laboreo Convencional	32,2	
		Bosque	Vegetación autóctona			82,0	
La Torre (Málaga)	2008	Cultivos leñosos	Olivar	0-30 cm	Cubierta Vegetal	33,6	Nieto <i>et al.</i> (2013)
					Laboreo Convencional	21,2	
		Bosque	Vegetación autóctona			104,2	
Fernán Núñez (Córdoba)	2010	Cultivos leñosos	Olivar	0-20 cm	Cubierta Vegetal (Brachypodium)	16,6	Repullo-Ruibérriz de Torres <i>et al.</i> (2012)
					Cubierta Vegetal (Eruca)	16,5	
					Cubierta Vegetal (Sinapis)	20,8	
					Cubierta Vegetal (Vegetación espontánea)	16,9	
Sevilla (Sevilla)	2009	Cultivos herbáceos	Rotación trigo/girasol	0-100 cm	Siembra Directa a corto plazo	100,0	López-Garrido <i>et al.</i> (2011a)
					Mínimo Laboreo a largo plazo	118,6	
					Mínimo Laboreo a corto plazo	98,3	
					Laboreo Convencional a largo plazo	133,9	

Tabla A7. Trabajos a escala local realizados en España con información del COS en ecosistemas agrarios utilizados en el presente estudio (continuación).

LOCALIZACIÓN	AÑO DATOS	USO DE SUELO	CULTIVO	PROFUNDIDAD	SISTEMA DE MANEJO	COS (Mg/ha)	REFERENCIA
Castro del Río (Córdoba)	2008	Cultivos herbáceos	Rotación trigo/haba	0-5 cm	Siembra Directa	7,7	Melero <i>et al.</i> (2011)
					Laboreo Convencional	6,9	
			Monocultivo de trigo		Siembra Directa	8,1	
					Laboreo Convencional	6,8	
			Rotación trigo/barbecho		Siembra Directa	6,7	
					Laboreo Convencional	6,6	
Castillo de Tajarja (Granada)	2007	Cultivos leñosos	Olivar	0-30 cm	Cubierta Vegetal	59,9	Nieto <i>et al.</i> (2011)
					No laboreo con suelo desnudo	45,9	
					Laboreo Convencional	14,7	
		Bosque	Vegetación autóctona		148,0		
Fuente Palmera (Córdoba)	2007	Cultivos herbáceos	Rotación maíz/algodón	0-30 cm	Siembra Directa (cumbre de la ladera)	34,0	Boulal y Gómez-Mcpherson (2010)
					Siembra Directa (zona alta de la ladera con pendiente alta)	22,4	
					Siembra Directa (zona alta de la ladera con pendiente moderada)	36,0	
					Siembra Directa (zona media de la ladera)	39,6	
					Siembra Directa (zona media de la ladera)	41,4	
					Siembra Directa (pie de la ladera)	37,8	
Montoro (Córdoba)	2007	Cultivos leñosos	Olivar	0-60 cm	Fertilización con alperujo (15 kg alperujo/árbol)	57,1	Carbonell-Bojollo <i>et al.</i> (2010)
					Fertilización con alperujo (7,5 kg alperujo/árbol)	54,2	
					Fertilización sin alperujo	49,3	

Tabla A7. Trabajos a escala local realizados en España con información del COS en ecosistemas agrarios utilizados en el presente estudio (continuación).

LOCALIZACIÓN	AÑO DATOS	USO DE SUELO	CULTIVO	PROFUNDIDAD	SISTEMA DE MANEJO	COS (Mg/ha)	REFERENCIA
Sierra Morena (Córdoba)	2005	Cultivos leñosos	Olivar en Eutric Regosol	0-20 cm	Zona natural	42,1	Álvarez <i>et al.</i> (2007)
					Pastoreo Intensivo	21,4	
					Pastoreo Controlado	24,2	
					Laboreo Convencional	22,6	
			Olivar en Eutric Cambisol	Zona natural	38,0		
				Pastoreo Intensivo	25,3		
				Pastoreo Controlado	22,3		
				Laboreo Convencional	24,0		
Alcalá del Rio (Sevilla)	2000	Cultivos herbáceos	Monocultivos de haba	0-15 cm	Agricultura Orgánica	39,3	Melero <i>et al.</i> (2006)
					Laboreo Convencional	14,8	
	2001	Cultivos hortícolas	Rotación melón/ sandía	Agricultura Orgánica	36,6		
				Laboreo Convencional	15,5		

Anexo 5

Legislación

2. Potencial de España para introducir COS

2.1 Revisión de la información existente del Contenido de Carbono Orgánico en los suelos de España

2.2 Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles en cantidades, ubicaciones, calidad y cuantificación conforme a las guías IPCC

2.2.1 Potencial para introducir COS en los suelos españoles por la aplicación de compost

Normativa medioambiental de gestión de residuos orgánicos.

El uso de residuos de tipo orgánico para producción de compost requiere en muchos casos de tratamientos previos, transporte, etc., que pueden generar, entre otros, graves problemas ambientales. A continuación, se exponen aquellas leyes, normativas, directrices, etc., bien de ámbito europeo o nacional que hay que tener en cuenta cuando se produce un compost o posteriormente cuando se utiliza como fertilizante o enmienda orgánica, en agricultura.

Normativa Europea

- Directiva 91/676 sobre protección de las aguas contra la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias (Decreto 261/96)
- Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, por la que se modifican y derogan las directivas 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE y 86/280/CEE del Consejo y por la que se modifica a la Directiva 2000/60/CE.
- Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos.
- Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.

Normativa nacional

- Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.
- Planes Integrales de Residuos dictados en cada CC.AA.
- Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, BOE n.º 164, 10 de julio de 2013. pp 51119-51207.
- Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
- Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos.

Normativa sobre residuos ganaderos

Aparte de la legislación relativa a los residuos y compost en general existe una serie de leyes, normativas, etc., que contemplan aspectos relacionados con el medio ambiente.

De este modo sería aplicable.

Normativa Europea.

- Reglamento (UE) n.º 142/2011 de la Comisión de 25 de febrero de 2011, por el que se establecen las disposiciones de aplicación del Reglamento (CE) n.º 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano.
- Reglamento (CE) n.º 1069/2009 por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano y por el que se deroga el Reglamento (CE) n.º 1774/2002.
- Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 19 de noviembre de 2008 sobre los residuos.
- Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006 relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.
- Directiva 91/676/CEE de 2 de diciembre relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos.

1.1.1. Normativa nacional.

- Real Decreto 476/2014, de 13 de junio por el que se regula el registro nacional de movimientos de subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano.
- Real Decreto 1528/2012, de 8 de noviembre, por el que se establecen las normas aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano.
- Decreto 2414/1961 de actividades molestas, insalubres, nocivas y peligrosas.

2.2.2 Potencial para introducir COS en los suelos españoles por la aplicación de lodos de depuradora

Legislación en los marcos europeo y español

La gestión y aprovechamiento de este tipo de residuos debe de realizarse siempre dentro de las normativas establecidas tanto en el ámbito nacional como europeo.

A nivel de la Unión Europea, la normativa en relación a la aplicación agrícola de lodos de depuradora es la Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12 de junio de 1986, relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura. Esta normativa determina las condiciones en que los lodos de depuradora pueden ser aplicados a los suelos agrícolas con el fin de evitar posibles efectos

nocivos en el hombre y el medio ambiente. Para ello, prohíbe su aplicación cuando se superen ciertos valores límite de metales pesados.

La transposición de esta Directiva al ordenamiento jurídico español se llevó a cabo a través del Real Decreto 1310/1990, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario, desarrollado posteriormente por la Orden AAA/1072/2013 sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario. En virtud de este Real Decreto, se crea el Registro Nacional de Lodos (RNL), siendo esta Orden la que establece las exigencias de información del mismo. Por último, el Real Decreto 824/2005, sobre productos fertilizantes, regula las enmiendas orgánicas elaboradas con residuos orgánicos, incluyendo los lodos de depuradora.

En todo caso, los lodos producidos por la Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) deben gestionarse de acuerdo a la Ley española 22/2011, de Residuos y Suelos Contaminados. En la actualidad, su gestión está orientada por el Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR).

El II Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales EDAR II (2007-2015) fue aprobado mediante el Consejo de Ministros el 26 de diciembre de 2008. En este II Plan Nacional, se propusieron los **objetivos cualitativos de obligado cumplimiento de asegurar la correcta gestión ambiental de los lodos de depuradora y promover la valorización agrícola de los lodos de depuradora cuando se den ciertas condiciones ecológicas y tecnológicas**. Así mismo se propusieron unos objetivos cuantitativos de porcentajes a alcanzar de valorización en usos agrícola (70%), reciclaje en usos no agrícolas (15%), valorización energética (15%), depósito en vertedero (15%) y la correcta gestión ambiental de las cenizas de incineración.

Las actuaciones dentro de estos planes se verán reforzadas más si cabe por la interacción con otros planes a nivel estatal como el Plan Nacional de Reutilización de Aguas, que se compatibilizará con los objetivos de este último como promover que el uso de las aguas regeneradas se realice conforme a las buenas prácticas de reutilización de aguas, informar, sensibilizar y concienciar de los beneficios de la reutilización de aguas y fomentar la investigación, el desarrollo y la innovación tecnológica de los sistemas de regeneración, como por ejemplo en la adecuación de las infraestructuras.

Además de su aplicación agrícola, los lodos tratados pueden tener otros destinos. En caso de ser incinerados en instalaciones de incineración o coincinerados en cementeras, se hará conforme al Real Decreto 815/2013, por el que se aprueba el Reglamento de emisiones industriales y de desarrollo de la Ley 16/2002. Su depósito en vertedero se llevará a cabo de acuerdo con lo establecido en el Real Decreto 1481/2001, por el que se regula la emisión de residuos mediante depósito en vertedero.

A modo de resumen, se incluye una tabla con la normativa nacional aplicable en función de su destino.

DESTINO FINAL	NORMATIVA APLICABLE
Uso agrícola	Ley 22/2011 R.D. 1310/1990 R.D. 824/2005 R.D. 261/1996 Orden AAA/1072/2013
Incineración	Ley 22/2011 R.D. 815/2013
Vertedero	Ley 22/2011 R.D. 1481/2001

Anexo 6

Bibliografía

1. Contexto general: El cambio climático y la Iniciativa “4 por 1000”

- European Commission (2014). *Progress towards achieving the Kyoto and 2020 objectives*. Disponible en: http://ec.europa.eu/clima/policies/g-gas/docs/kyoto_progress_2014_en.pdf (14.10.16).
- European Environment Agency (2016). *Approximated EU greenhouse gas inventory: Proxy GHG emission estimates for 2015*. Disponible en: <http://www.eea.europa.eu/publications/approximated-eu-ghg-inventory-2015> (12.11.16).
- FAO (2015). *Los suelos sanos son la base para la producción de alimentos saludables*. (2015). Roma. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-i4405s.pdf> (17/11/2016).
- Giovanucci, D.; Scherr, S.; Nierenberg, D.; Hebebrand, C.; Shapiro, J.; Milder J.; Wheeler, K.; (2012). *Food and Agriculture: the future of sustainability. A strategic input to the Sustainable Development in the 21st Century (SD21) project*. New York: United Nations Department of Economic and Social Affairs, Division for Sustainable Development.
- IPCC (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp, doi:10.1017/CBO9781107415324.
- IPCC (2014a). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Johnson, J.M., Franzluebbers, A.J., Lachnicht-Weyers, S., Reicosky, D.C., 2007. Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environ. Pollut.* 150, 107–124.
- IPCC** (2014b) *Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resúmenes, preguntas frecuentes y recuadros multicapítulos. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea y L.L. White (eds.)]. Organización Meteorológica Mundial, Ginebra (Suiza), 200 págs. (en árabe, chino, español, francés, inglés y ruso)
- MAGRAMA (2015). *Hoja de ruta de los sectores difusos a 2020*. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/cambio-climatico/planes-y-estrategias/Hoja_de_Ruta_2020_tcm7-351528.pdf (14.10.16).
- MAPAMA (2017). *Comunicación al Secretariado de la Convención Narco de NNUU sobre cambio climático. Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero 1990 - 2015 Edición 2017*. Disponible en: http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-nir_2017_abril_tcm7-453259.pdf (17/03/2017).
- Muñoz-Rojas, M.; Jordán, A.; Zavala, L.M.; De la Rosa, D.; Abd-Elmabod, S. K.; Anaya-Romero, M. (2015). Impact of land use and land cover changes on organic carbon stocks in Mediterranean soils (1956-2007). *Land Degradation & Development*, 26, 168-179. DOI: 10.1002/ldr.2194.
- United Nations (1987). *Our Common Future - Brundtland Report*. Oxford University Press, p. 204.
- United Nations (2016). *UN decade for deserts and the fight against desertification*. Disponible en: http://www.un.org/es/events/desertification_decade/value.shtml (14.10.16).
- Van-Camp, L.; Bujarrabal, B.; Gentile, A.R.; Jones, R.J.A.; Montanarella, L.; Olazabal, C.; Selvaradjou, S.K. (2004). *Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection*. EUR 21,319 EN/1. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg 872 pp.
- WMO (2016). *World Meteorological Organization statement on the status of the global climate in 2015*. Disponible en: <http://www.cma.gov.cn/en2014/news/News/201603/P020160322334697539255.pdf> (14.10.16).

2. Potencial de España para introducir COS

2.1 Revisión de la información existente del Contenido de Carbono Orgánico en los suelos de España

- Abd-Elmabod, S.K.; Muñoz-Rojas, M.; Jordán, M.A.; Anaya-Romero, M.; De la Rosa, D. (2014). Modelling soil organic carbon stocks along topographic transects under climate change scenarios using CarboSOIL. *Geophys. Res. Abstr.* 16.
- Albaladejo, J.; Ortiz, R.; Garcia-Franco, N.; Ruiz Navarro, A.; Almagro, M.; Garcia Pintado, J.; Martínez-Mena, M. (2013). Land use and climate change impacts on soil organic carbon stocks in semi-arid Spain. *J Soils Sediments* 13, 265–277. DOI 10.1007/s11368-012-0617-7.
- Álvarez, S.; Soriano, M.A.; Landa, B.B.; Gómez, J.A. (2007). Soil properties in organic olive groves compared with that in natural areas in a mountainous landscape in southern Spain. *Soil Use and Management* 23, 404–416
- Álvaro-Fuentes, J.; Plaza-Bonilla, D.; Arrúe, J.L.; Lampurlanés, J.; Cantero-Martínez, C. (2014). Soil organic carbon storage in a no-tillage chronosequence under Mediterranean conditions. *Plant Soil* 376, 31–41. DOI 10.1007/s11104-012-1167-x
- Álvaro-Fuentes, J.; Joaquín Morell, F.; Plaza-Bonilla, D.; Arrúe, J.L.; Cantero-Martínez, C. (2012). Modelling tillage and nitrogen fertilization effects on soil organic carbon dynamics. *Soil & Tillage Research* 120, 32–39.
- Álvaro-Fuentes, J.; Easter, M.; Cantero-Martínez, C.; Paustian, K. (2011). Modelling soil organic carbon stocks and their changes in the northeast of Spain. *European Journal of Soil Science* 62, 685–695. DOI, 10.1111/j.1365-2389.2011.01390.x.
- Álvaro-Fuentes, J.; López, M.V.; Cantero-Martínez, C.; Arrúe, J.L. (2008). Tillage Effects on Soil Organic Carbon Fractions in Mediterranean Dryland Agroecosystems. *Soil & Water Management & Conservation*. 72 (2), 541–547.
- Balesdent, J.; Mariotti, A.; Boissongotier, D. (1990). Effects on tillage on soil organic carbon mineralization estimated from ¹³C abundance in maize fields. *J. Soil Sci.* 41, 584-596.
- Batjes, N.H. (2016) Harmonized soil property values for broad-scale modelling (WISE30sec) with estimates of global soil carbon stocks. *Geoderma* 269, 61–68.
- Batjes, N.H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47, 151–163.
- Benito, E.; Díaz-Fierros, F. (1992). Effects of cropping on the structural stability of soils rich in organic matter. *Soil & Tillage Research* 23, 153-161.
- Boix-Fayos, C.; de Vente, J.; Albaladejo, J.; Martínez-Mena, M. (2009). Soil carbon erosion and stock as affected by land use changes at the catchment scale in Mediterranean ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133, 75–85.
- Boulal, H.; Gomez-Macpherson, H. (2010). Dynamics of soil organic carbon in an innovative irrigated permanent bed system on sloping land in southern Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139, 284–292.
- Calvo de Anta, R.; Luis Calvo, E.; Casás Sabarís, F.; Galiñanes Costa, J.M.; Matilla Mosquera, N.; Macías Vázquez, F.; Camps Arbostain, M.; Vázquez García N. (2015). Soil organic carbon in northern Spain (Galicia, Asturias, Cantabria and País Vasco). *Spanish Journal of Soil Science* 5 (1), 41-53. DOI: 10.3232/SJSS.2015.V5.N1.04.
- Carbonell-Bojollo, R.; González-Sánchez, E.J.; Repullo Ruibérriz de Torres, M.; Ordóñez-Fernández, R.; Domínguez-Gimenez, J.; Basch, G. (2015). Soil organic carbon fractions under conventional and no-till management in a long-term study in southern Spain. *Soil Research* 53(2), 113-124.
- Carbonell-Bojollo, R.; Ordóñez-Fernández, R.; Rodríguez-Lizana, A. (2010). Influence of olive mill waste application on the role of soil as a carbon source or sink. *Climatic Change* 102,625–640
- De Brogniez, D.; Ballabio, C; Stevens, A.; Jones, R.J.A.; Montanarella L.; van Wesemael, B. (2015). A map of the topsoil organic carbon content of Europe generated by a generalized additive model. *European Journal of Soil Science* 66, 121–134
- EC (2012) (COM(2012) 46 final) Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, The implementation of the Soil Thematic Strategy and on going activities. *Official Journal of the European Union*, Brussels.
- EC (2011) (COM (2011) 571 final) Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, Roadmap to a resource Efficient Europe. *Official Journal of the European Union*, Brussels.
- EC (2006) (COM(2006) 231 final) Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee of the Regions. Thematic Strategy for Soil Protection, Brussels.
- ESYRCE (2015a). Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos. Resultados Autonómicos y Nacionales. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. <http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/espana2015web_tcm7-401244.pdf>.
- ESYRCE (2015b) Análisis de las Técnicas de Mantenimiento del Suelo y de los Métodos de Siembra en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

- http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/cubiertas2015_tcm7-411034.pdf.
- FAO. (2001). *Soil carbon sequestration for improved land management*. Based on the work of Michel Robert. Paris: Institut National de Recherche Agronomique.
- Fernández-Romero, M.L.; Lozano-García, B.; Parras-Alcántara, L. (2014). Topography and land use change effects on the soil organic carbon stock of forest soils in Mediterranean natural áreas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 195, 1–9.
- Hernanz, J.L.; Sánchez-Girón, V.; Navarrete, L. (2009). Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133, 114–122.
- Hontoria, C.; Rodríguez-Murillo, J.C.; Saa, A. (2004). Contenido de carbono orgánico en el suelo y factores de control en la España peninsular. *Edafología*, Vol. 11(2), 149-157.
- Hontoria, C.; Rodríguez-Murillo, J.C.; Saa, A. (1999). Relationships between soil organic carbon and site characteristics in peninsular Spain. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 614-621.
- Janssens, I.A.; Freibauer, A.; Schlamadinger, B.; Ceulemans, R.; Ciais, P.; Dolman, A.J.; Heimann, M.; Nabuurs, G.-J.; Smith, P.; Valentini, R.; Schulze, E.-D. (2005). The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study. *Biogeosciences*, 2, 15–26.
- Janssens, I.A.; Freibauer, A.; Ciais, P.; Smith, P.; Nabuurs, G.-J.; Folberth, G.; Schlamadinger, B.; Hutjes, R.W.A.; Ceulemans, R.; Schulze, E.-D.; Valentini, R.; Dolman, A. J. (2003). Europe's terrestrial biosphere absorbs 7–12% of European anthropogenic CO₂ emissions. *Science* 300, 1538–1542.
- Jones, R.J.A.; Hiederer, R.; Rusco, E.; Montanarella, L. (2005). Estimating organic carbon in the soils of Europe for policy support. *European Journal of Soil Science* 56, 655–671.
- Jones, R.J.A.; Hiederer, R.; Rusco, E.; Loveland, P.J.; Montanarella, L. (2004). The map of organic carbon in topsoils in Europe, Version 1.2, September 2003: Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.72 (S.P.I.04.72). *European Soil Bureau Research Report No.17*, EUR 21209 EN, and 1 map in ISO B1 format. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 26 pp.
- Kinsella J. (1995). The effects of various tillage systems on soil compaction. In: Farming For a Better Environment: A White Paper. *Soil and Water Conservation Society, Ankeny, IA*, 15–17.
- Lal, R. (2011). Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *Food Policy* 36, S33–S39.
- Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 815–830.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304, 1623–1626.
- López-Fando C.; Pardo, M.T. (2011). Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid region. *Soil & Tillage Research* 111, 224–230.
- López-Garrido, R.; Madejón, E.; Moreno, F.; Murillo, J.M. (2014). Conservation Tillage Influence on Carbon Dynamics Under Mediterranean Conditions. *Pedosphere* 24(1), 65–75.
- López-Garrido, R.; Madejón, E.; Murillo, J.M.; Moreno, F. (2011a). Short and long-term distribution with depth of soil organic carbon and nutrients under traditional and conservation tillage in a Mediterranean environment (southwest Spain). *Soil Use and Management* 27, 177–185.
- López-Garrido, R.; Madejón, E.; Murillo, J.M.; Moreno, F. (2011b). Soil quality alteration by mouldboard ploughing in a commercial farm devoted to no-tillage under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140, 182–190.
- Lozano-García, B.; Parras-Alcántara, L. (2013). Short-term effects of olive mill by-products on soil organic carbon, total N, C:N ratio and stratification ratios in a Mediterranean olive grove. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 165, 68–73.
- Loveland, P.; Webb, J. (2003). Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil & Tillage Research* 70, 1-18.
- López, M.V.; Blanco-Moure, N.; Limón, M.A.; Gracia, R. (2012). No tillage in rainfed Aragon (NE Spain): Effect on organic carbon in the soil surface horizon. *Soil & Tillage Research* 118, 61–65.
- Lugato, E.; Panagos, P.; Bampa, F.; Jones, A.; Montanarella, L. (2014). *Global Change Biology* 20, 313–326, DOI: 10.1111/gcb.12292
- MAGRAMA (2106). Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2014. Edición 2016. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-nir_ed2016_def_tcm7-417776.pdf
- Marquez-García, F.; Gonzalez-Sanchez, E.J.; Castro-García, S.; Ordoñez-Fernandez, R. (2013). Improvement of soil carbon sink by cover crops in olive orchards under semiarid conditions. Influence of the type of soil and weed. *Spanish Journal of Agricultural Research* 11(2), 335-346.
- Martinez-Mena, M.; Lopez, J.; Almagro, M.; Boix-Fayos, C.; Albaladejo, J. (2008). Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of South-East Spain. *Soil & Tillage Research* 99, 119–129.
- Melero, S.; López-Bellido, R.J.; López-Bellido, L.; Muñoz-Romero, V.; Moreno, F.; Murillo, J.M. (2011). Long-term effect of tillage, rotation and nitrogen fertiliser on soil quality in a Mediterranean Vertisol. *Soil & Tillage Research* 114, 97–107.

- Melero, S.; Ruiz Porras, J.C.; Herencia, J.F.; Madejon, E. (2006). Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management. *Soil & Tillage Research* 90, 162–170.
- Merante, P.; Dibari, C.; Ferrise, R.; Sánchez, B.; Iglesias, A.; Lesschen, J.P.; Kuikman, P.; Yeluripati, J.; Smith, P.; Bindí, M. (2017). Adopting soil organic carbon management practices in soils of varying quality: Implications and perspectives in Europe. *Soil & Tillage Research* 165, 95–106. In press: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.08.001>
- Miralles, I.; Ortega, R.; Almendros, G.; Sánchez-Marañón, M.; Soriano, M. (2009). Soil quality and organic carbon ratios in mountain agroecosystems of South-east Spain. *Geoderma* 150, 120–128.
- Muñoz-Rojas, M.; Jordán, A.; Zavala, L.M.; De la Rosa, D.; Abd-Elmabod, S. K.; Anaya-Romero, M. (2015). Impact of land use and land cover changes on organic carbon stocks in Mediterranean soils (1956–2007). *Land Degradation & Development* 26, 168–179.
- Muñoz-Rojas, M.; Jordán, A.; Zavala, L.M.; De la Rosa, D.; Abd-Elmabod, S. K.; Anaya-Romero, M. (2012). Organic carbon stocks in Mediterranean soil types under different land uses (Southern Spain). *Solid Earth* 3, 375–386. DOI: 10.5194/se-3-375-2012.
- Muñoz-Rojas, M.; De la Rosa, D.; Zavala, L.M.; Jordán, A.; Anaya-Romero, M. (2011). Changes in land cover and vegetation carbon stocks in Andalusia, Southern Spain (1956–2007). *Science of the Total Environment* 409, 2796–2806.
- Neely, C.; Bunning, S.; Wilkes, A. (eds). (2009). Review of Evidence on Drylands Pastoral Systems and Climate Change. Implications and Opportunities for Mitigation and Adaptation. FAO: Rome
- NEIKER-Tecnalia (2014). Sumideros de Carbono de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Capacidad de secuestro y medidas para su promoción. Gobierno Vasco. 1ª ed. Vitoria-Gasteiz. 212 p. ISBN: 978-84-457-3345-5.
- Nieto, O.M.; Castro, J.; Fernández-Ondoño, E. (2013). Conventional tillage versus cover crops in relation to carbon fixation in Mediterranean olive cultivation. *Plant Soil* 365, 321–335.
- Nieto, O.M.; Castro, J.; Fernández-Ondoño, E. (2011). Sustainable agricultural practices for Mediterranean olive groves. The effect of soil management on soil properties. *Spanish Journal of Soil Science* 2(1), 70-77. DOI: 10.3232/SJSS.2012.V2.N1.05.
- Ogle, S.M.; Paustian, K. (2005). Soil organic carbon as an indicator of environmental quality at the national scale: inventory monitoring methods and policy relevance. *Canadian Journal of Soil Science* 85, 531–540.
- Olson, K.R.; Lang, J.M.; Ebelhar, S.A. (2005). Soil organic carbon changes after 12 years of no tillage and tillage of Grantsburg soils in southern Illinois. *Soil & Tillage Research* 81, 217-225.
- Page, K.L.; Dalal, R.C.; Pringle, M.J.; Bell, M.; Dang, Y.P.; Radford, B. (2013). Organic carbon stocks in cropping soils of Queensland, Australia, as affected by tillage management, climate, and soil characteristics. *Soil Res.* 51, 596–607.
- Parras-Alcántara, L.; Díaz-Jaimes, L.; Lozano-García, B. (2015a). Organic farming affects C and N in soils under olive groves in Mediterranean areas. *Land Degradation & Development* 26, 800–806.
- Parras-Alcántara, L.; Díaz-Jaimes, L.; Lozano-García, B. (2015b). Management effects on soil organic carbon stock in Mediterranean open rangelands—treeless grasslands. *Land Degradation & Development* 26, 22–34.
- Paustian, K.; Andrén, O.; Janzen, H.H.; Lal, R.; Smith, P.; Tian, G.; Tiessen, H.; Van Noordwijk, M.; Woomer, P.L. (1997). Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use Manage.* 13, 229–244.
- Peregrina, F.; Pérez-Álvarez, E.P.; García-Escudero, E. (2014). The short term influence of aboveground biomass cover crops on C sequestration and β-glucosidase in a vineyard ground under semiarid conditions. *Spanish Journal of Agricultural Research* 12(4), 1000-1007.
- Podmanicky, L.; Balázs, K.; Belényesi, M.; Centeri, Cs.; Kristóf, D.; Kohlheb, N. (2011). Modelling soil quality changes in Europe. An impact assessment of land use change on soil quality in Europe. *Ecological Indicators* 11 (1), 4-15.
- Post, W.M.; Kwon, K.C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6, 317-327.
- Quijano, L.; Gaspar, L.; Navas, A. (2016). Spatial patterns of SOC, SON, ¹³⁷Cs and soil properties as affected by redistribution processes in a Mediterranean cultivated field (Central Ebro Basin). *Soil & Tillage Research* 155, 318–328.
- Fernando Peregrina, F.; Pérez-Álvarez, E.P.; García-Escudero, E. (2014). The short term influence of aboveground biomass cover crops on C sequestration and β-glucosidase in a vineyard ground under semiarid conditions. *Spanish Journal of Agricultural Research* 12(4), 1000-1007.
- Reicosky, D.C. (2011) Conservation agriculture: Global environmental benefits of soil carbon management. In 'Fifth World Congress on Conservation Agriculture'. Vol. 1. pp. 3–12. (ACIAR: Canberra, ACT).
- Repullo-Ruibérriz de Torres, M.A.; Carbonell-Bojollo, R.; Alcántara-Braña, C.; Rodríguez-Lizana, A.; Ordóñez-Fernández, R. (2012). Carbon sequestration potential of residues of different types of cover crops in olive groves under Mediterranean climate. *Spanish Journal of Agricultural Research* 10(3), 649-661.

- Rial, M.; Martínez Cortizas, A.; Rodríguez-Lado, L. (2016). Mapping soil organic carbon content using spectroscopic and environmental data: A case study in acidic soils from NW Spain. *Science of the Total Environment* 539, 26-35.
- Rodríguez Martín, J.A.; Álvaro-Fuentes, J.; Gonzalo, J.; Gil, C.; Ramos-Miras, J.J.; Grau Corbí, J.M.; Boluda, R. (2016). Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma* 264, 117–125.
- Rodríguez Martín, J.A.; López Arias, M.; Grau Corbí, J.M. (2009). Materia Orgánica. En Metales Pesados, Materia Orgánica y otros Parámetros de los Suelos Agrícolas y Pastos de España (pp 65-76). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.
- Rodríguez-Lado, L.; Martínez Cortizas, A. (2015). Modelling and mapping organic carbon content of topsoils in an Atlantic area of southwestern Europe (Galicia, NW-Spain). *Geoderma* 245–246, 65–73.
- Rodríguez-Murillo, J.C. (2001). Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biol Fertil Soils* 33, 53-61.
- Romanyà, J.; Rovira, P.; Vallejo, R. (2007). Análisis del carbono en los suelos agrícolas de España. Aspectos relevantes en relación a la reconversión a la agricultura ecológica en el ámbito mediterráneo. *Ecosistemas* 16 (1), 50-57.
- Ruiz-Colmenero, M.; Bienes, R.; Eldridge, D.J.; Marques, M.J. (2013). Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. *Catena* 104, 153-160.
- Simón, N.; Montes, F.; Díaz-Pinés, E.; Benavides, R.; Roig, S.; Rubio, A. (2013). Spatial distribution of the soil organic carbon pool in a Holm oak dehesa in Spain. *Plant Soil* 366, 537–549.
- Six, J.; Ogle, S.M.; Breidt, F.J.; Conant, R.T.; Mosiers, A.R.; Paustian, K. (2004). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. *Global Change Biology* 10, 155-160.
- Six, J.; Elliott, E.T.; Paustian, K. (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32, 2099-2103.
- Smith, P. (2004). Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy* 20, 229–236.
- Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.; Gwary, D.; Janzen, H.; Kumar, P.; McCarl, B.; Ogle, S., O'Mara, F.; Rice, C.; Scholes, B.; Sirotenko, O.; Howden, M.; McAllister, T.; Pan, G.; Romanenkov, V.; Schneider, U.; Towprayoon, S.; Wattenbach, M.; Smith, J. (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 363, 789–813.
- Smith, P.; Andren, O.; Karlsson, T.; Perala, P.; Regina, K.; Rounsevell, M.; Van Wesemael, B. (2005). Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *Global Change Biology* 11, 2153–2163.
- Smith, P.; Smith, J.U.; Powlson, D.S. (2001). *Soil Organic Matter Network (SOMNET): 2001 Model and Experimental Metadata*. GCTE Report 7, Second Edition, GCTE Focus 3, Wallingford, Oxon, 223 pp.
- Smith, P.; Powlson, D.S.; Smith, J.U.; Falloon, P.D.; Coleman, K. (2000). Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. *Global Change Biology* 6, 525–539.
- Sombrero, A.; de Benito, A. (2010). Carbon accumulation in soil. Ten-year study of conservation tillage and crop rotation in a semi-arid area of Castile-Leon, Spain. *Soil & Tillage Research* 107, 64–70.
- Soil Atlas of Europe, European Soil Bureau Network European Commission (2005), 128 pp Office for Official Publications of the European Communities, L-2995 Luxembourg
- US-EPA (2006). *Global Mitigation of Non-CO₂ Greenhouse Gases*. EPA 430-R-06-005. US Environmental Protection Agency, WashinPgon, DC.
- US-EPA (2005). *Greenhouse Gas Mitigation Potential in US Forestry and Agriculture*. EPA 430-R-05-006. US Environmental Protection Agency, WashinPgon, DC.
- Virto, I.; Imaz, M.J.; Fernández-Ugalde, O.; Urrutia, I.; Enrique, A.; 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.
- Virto, I.; Imaz, M.J.; Enrique, A.; Hoogmoed, W.; Bescansa, P. (2007). Burning crop residues under no-till in semi-arid land, Northern Spain—effects on soil organic matter, aggregation, and earthworm populations. *Australian Journal of Soil Research* 45, 414–421.
- Vleeshouwers, L.M.; Verhagen, A. (2002). Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biol.* 8, 519–530.

2.2 Potencial existente para introducir COS en los suelos españoles en cantidades, ubicaciones, calidad y cuantificación conforme a las guías IPCC

2.2.1 Potencial de España para introducir COS por la aplicación de compost

AAO. (2010). Portal web del Agencia para el Aceite de Oliva. www.aao.mapa.es

Aguilar, M.A.; Ordóñez, R.; González, P. (2003). Utilización de compost de lodos de depuradora en olivar. Edita: Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca. Pp 98.

- Alburquerque, J.A.; González, J.; García, D.; Cegarra, J. (2006). Composting of a solid olive-mill by-product (“alperujo”) and the potential of the resulting compost for cultivating pepper under commercial conditions. *Waste Management* 26, 620–626.
- Alburquerque, J.A.; González, J.; García, D.; Cegarra, J. (2007). Effects of a compost made from the solid by-product (“alperujo”) of the two-phase centrifugation system for olive oil extraction and cotton gin waste on growth and nutrient content of ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Bioresource Technology* 98, 940–945.
- Álvarez de la Puente, J.M. (2006). Estudio sobre mezclas óptimas de material vegetal para compostaje de alperujos en almazaras ecológicas y caracterización físico química de los compost producidos. Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía.
http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/portal/export/sites/default/comun/galerias/galeriaDescargas/cap/produccion-ecologica/estudios/estudio_compost2.pdf (fecha de consulta: 27/07/2011)
- Álvarez de la Puente J.M.; García- Ruiz, R.; Jáuregui Arana, J.; Martín Pérez, A. (2013). Transferencia de tecnología del compostaje de alperujo en Andalucía.
http://juntadeandalucia.es/export/drupaljda/alvarez_compostaje_agroindustrias.pdf
- Álvarez de la Puente, J.M. (2013). El compostaje de alperujo en Andalucía. Comunicación oral. En: Proyecto Refertil. I Taller Regional en España.
- Álvarez de la Puente, J.M. (2006). Estudio sobre mezclas óptimas de material vegetal para compostaje de alperujos en almazaras ecológicas y caracterización físico-química de los compost producidos. Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía, 57 pp.
- Ansorena, J.; Batalla, E.; Merino, D. (2015). Evaluación de la calidad y usos del compost como componente de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos. Diputación Foral de Guipúzcoa.
- Arvanitoyannis, I.S.; Ladas, D.; Mavromatis, A. (2006). Potential uses and applications of treated wine waste: A review. *Int. J. Food Sci. Technol.* 41(5),475-487
- Barrena Gómez, R. (2006). Compostaje de residuos sólidos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- Barrena Gómez, R. (2006). Compostaje de residuos sólidos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso. Memoria de tesis. Universidad Autónoma de Barcelona.
- Benítez, C.; Gil, J.; González, J.L. (2000). Influencia de la humedad en la evolución de parámetros químicos de un suelo tras la adición de alperujo. *Edafología* 7,215 – 221.
- Briceño, G.; Palma, G.; Durán, N. (2007). Influence of organic amendment on the biodegradation and movement of pesticides. *Critical reviews in Environmental Science and Technology*. 37, 233-271.
- Brown, J.C.; Huang, G.; Haley-Zitlin, V.; Jiang, X.P. (2009). Antibacterial effects of grape extracts on *Helicobacter pylori*. *Appl. Environ. Microbiol.* 75, 848-852.
- Burton, C.H.; Turner, C. (2003). Manure management. Treatment strategies for sustainable agriculture. 2ª Ed. *Silsoe Research Institute, Bedford*, p.451.
- Bustamante, M.A. (2007). Compostaje de los residuos generados en la industria vinícola y alcoholera. Valorización agrícola de los materiales obtenidos. Tesis Doctoral. Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Bustamante, M.A.; Moral, R.; Paredes, C.; Pérez-Espinosa, A.; Moreno-Caselles, J.; Pérez-Murcia, M.D. (2008ª). Agrochemical characterisation of the solid by-products and residues from the winery and distillery industry. *Waste Manage.* 28(2),372-380.
- Cabrera Capitán, F. (1994). *Reutilización de residuos. Olivicultura*. Fundación La Caixa. Agro Latino S.L. 121-127. Barcelona.
- Cabrera Capitán, F. (1995). El alpechín un problema mediterráneo. En: *La calidad de las aguas continentales españolas*. Eds. Alvarez y Cabrera. Geoforma. Ediciones Logroño.141-154.
- Cabrera, F.; Madejón, E.; Romero, A.S.; López, R. (2002). Diagnóstico y estudio de alpechines, orujos y alperujos. Universidad de Córdoba en Jornadas de investigación y transferencia tecnología al sector oleícola. Pp:195 – 199.
- Cáceres, R.; Flotats, X.; Marfá, O. (2006). Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. *Waste Management*, 26 (10), 1081-1091.
- Canet, R.; Pomares, F.; Cabot, B.; Chaves, C.; Ferrer, E.; Ribo, M.; Albiach, M.R. (2008). Composting olive mill pomace and other residues from rural southeastern Spain. *Waste management*, 28, 2593-2603.
- Carbonell Bojollo, R. (2009). *Efecto de la aplicación de enmiendas orgánicas y del manejo del suelo sobre el papel de la Agricultura en los procesos de fijación y emisión de carbono*. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba.
- Carbonell-Bojollo, R.; Ordóñez-Fernández, R.; Rodríguez-Lizana, A. (2010). Influence of olive mill waste application on the role of soil as a carbon source or sink. *Climatic Change*, 102, 625. doi:10.1007/s10584-009-9703-2
- Cegarra, J.; Paredas, C.; Roig, A.; Bernal, M.P.; García, D. (1996). Use of olive mill wastewater compost for crop production. *International biodeterioration and biodegradation* 38, 193-203.
- Delschen, T. (2001). Written statements from the panel Do we need compost? En: *Applying compost benefits and needs*. Seminar proceedings. Brussels, 22-23 November, 2001. pp.246.

- Díaz, M.J.; Madejón, E.; López, F.; López, R.; Cabrera, F. (2002). Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. *Process Biochem.* 37(10),1143-1150.
- Directorate General for Environment, EC. (2001). Report nº CO 4653-2. Survey of wastes spread on land-Final report. Water Research Council, Marlow, U.K.
- FAO (2014). FAOSTAT. Producción Agrícola. Disponible en la pag. Web: <http://faostat.fao.org>
- Fernández Bayo, J.D. (2008). Valoración de la efectividad de vermicomposts de residuos vitivinícolas y oleícolas en el control de plaguicidas en suelos. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- Ferrer, J.; Paéz, G.; Mármol, Z.; Ramones, E.; Chandler, C.; Marín, M.; Ferrer, A. (2001). Agronomic use of biotechnologically processed grape wastes. *Bioresource Technology*, 76, 39–44.
- Freixa, P. (2006). Costes de producción de compost en una explotación ganadera. En http://www.3De3.com/los_expertos_opinan.
- García-Gómez A.; Bernal M.P.; Roig A. (2003). Composting of the solid fraction of olive mill wastewater with olive leaves: organic matter degradation and biological activity. *Bioresour. Technol.* 86, 59-64.
- García-Martínez, S.; Grau, A.; Agullo, E.; Bustamante, M.A.; Paredes, C.; Moral, R.; Ruiz, J.J. (2009). Use of compost derived from winery wastes in tomato crop. *Communications in soil science and plant analysis*, 40, 445-452.
- García-Ruiz, R. (2009). Características típicas del alperujo compostado y sus costes de producción. Separata técnica nº 1 Boletín de noticias de compostaje para producción ecológica. 4 trimestre 2009. Secretaría General del Medio Rural y de la Producción Ecológica de la Consejería de Agricultura y Pesca Junta de Andalucía. http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/portal/export/sites/default/comun/galerias/galeriaDescargas/cap/produccion-ecologica/boletin_4trimestre_09.pdf
- González Fernández, P. (2001). La gestión agrícola de los subproductos de la industria oleícola y del olivar. X Simposium Científico-Técnico Expoliv 2001.
- González, P.; Ordóñez, R.; Giráldez, J.V.; García- Ortiz, A.; Polo, M.J.; Romero, A. (2003). Aplicación agrícola de residuos de almazaras con el sistema de dos fases. En: XI Simposium Internacional del aceite de oliva. Expoliva 2003. OLI-13.
- Haug, R.T. (1993). The practical handbook of compost engineering. Lewis publishers. ISBN 0-87371-373-7. pp 717.
- Iglesias Martínez, L. (1995). El estiércol y las prácticas agrarias respetuosas con el medio ambiente. Hojas divulgadoras n.º 1/94. Secretaría General de Estructuras Agrarias. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Instituto Nacional de industria (INE) (2014). Estadísticas sobre generación de residuos. http://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176841&menu=ultiDatos&idp=1254735976612
- Instituto nacional de estadísticas (INE), Censo agrario de España. Resultados nacionales por comunidades autónomas y provincias, 2002.
- Lindsay, B.J.; Logan , T.J. (1998). Field response of soil physical properties to sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 27, 534-542.
- Logan, T.J.; Harrison, B.J.; McAvoy, D.C.; Greff, J.A. (1996). Effects of olestra in sewage sludge on soil physical properties. *J. Environ. Qual.* 25, 153-161.
- López-Piñero, A.; Fernández, J.; Albarrán, A.; Rato, J.M.; Barreto, C. (2008). Effects of de-oiled two-phase olive mill waste on Mediterranean soils and the wheat crop. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 424-430.
- López-Piñero, A.; Albarrán, A.; Rato Nunes, J.M.; Barreto, C. (2008a). Short and medium-term effects of two-phase olive mill waste a application on olive grove production and soil properties under semiarid mediterranean conditions. *Bioresource Technology* 99 (17), 7982-7987.
- MAGRAMA (2009). Caracterización de los lodos de depuradoras generados en España. En: www.magrama.es.
- MAGRAMA (2012). Producción y consumo sostenibles y residuos agrarios. Edita: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Secretaría general Técnica. Centro de publicaciones.
- MAGRAMA (2013). Generación y gestión de residuos de competencia municipal.
- MARM (2010). El Medio Ambiente y el Medio Rural y Marino en España, capítulo II, pp. 338-428.
- MAGRAMA (2015). Encuesta sobre superficies y rendimientos de los cultivos. Disponible en: <http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-grarias/agricultura/esyrce/>. (Acceso el 20-09-2016).
- MAGRAMA (2012). Programa estatal de prevención de residuos. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/planes-y-estrategias/Programa_de_prevenccion_aprobado_actualizado_ANFABRA_11_02_2014_tcm7-310254.pdf. (Acceso el 20-09-2016).
- MAR (2005). Estudio de los mercados del compost, Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Ministerio de Medio Ambiente.
- Mariotti, M.; Masoni, A.; Ercoli, L. (2000). Distribuzione dei fanghi di cantina alla soia. Nota I. Accrescimento epigeo ed ipogeo (Distribution of winery sludge in soy). *Rivista di Agronomia*, 34, 227–233.

- Ministerio de Medio Ambiente (2005). *Estudio de los Mercados del Compost*. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental.
- Moldes, A.B.; Vázquez, M.; Domínguez, J.M.; Díaz-Fierros, F.; Barral, M.T. (2007). Evaluation of mesophilic biodegraded grape marc as soil fertilizer. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 141(1),27-36.
- Mondini, C.; Sánchez-Monedero, M.A.; Stentiford, D. (2008). Soils and waste management. A challenge to climate change. *Waste Management*, 28, 671-672.
- Mondini, C.; Cayuela, M.L.; Sinico, T.; Sanchez-Monedero, M.A.; Bertolone, E.; Bardi, L. (2008). Soil application of meat and bone meal. Short-term effects on mineralization dynamics and soil biochemical and microbiological properties. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 462-474.
- Moreno Casco, J.; Moral Herrero, R. (2008). *Compostaje*. Madrid. Eds. Mundi Prensa 530 pp. ISBN 13:978-84-8476-346-8.
- Moreno, J.; Moral, R.; García-Morales, J.L.; Pascual, J.A.; Berbal, M.P. (2016). De residuo a recurso. Madrid. Ediciones Mundi-Prensa. 349 pp. ISBN 978-84-8476-546-2.
- Ordóñez, R.; González, P.; Giráldez, J.V.; Beltrán, G. (1996). Evolución temporal de determinados parámetros químicos en un suelo cultivado regado con alpechín. *Ingeniería del Agua. Vol. 3*, 1, 53-58.
- Ordóñez, R.; González, P.; Giráldez, J.V.; García-Ortiz, A. (1999). Efecto de la enmienda con alperujo sobre los principales nutrientes de un suelo agrícola. *Estudios de la Zona no Saturada. (Ed.) R. Muñoz Carpena, A. Ritter y C. Tascón. Inst. Canario de Invest. Agrarias*.pp. 123-126, ISBN-84-699-1258-5,123-126.
- Requejo, M.I.; Cabello, M.J.; Castellanos, M.T.; Cartagena, M.C.; Arce, A.; Villena, R.; Ribas Elcorrobarrutia, F. (2014). Utilización del compost de orujo de uva en el cultivo de melón en Castilla-La Mancha. *Vida rural, v. 381*, p. 60-66.
- Rodrigo Román, J. (1991). *Situación y perspectivas del tratamiento de alpechines en España*. RITA.
- Smith, A.; Brown, K.; Ogilvie, S.; Rushton, K.; Bates, J. (2001). *Waste management options and climate change*. Final report to the European Commission, DG Environment by AEA Technology.
- Teira-Estmatges, M.R.; Flotats, X. (2003). A method for livestock waste management planning in NE Spain. *Waste Management*, 23 (10), 917-932.
- Tomati, U.; Galli, E.; Pasetti, L.; Volterra, E. (1995). Bioremediation of olive-mill wastewaters by composting. *Waste Management and research* 13, 509-518.
- Tomati, U.; Galli, E.; Fiorelli, F.; Pasetti, L. (1996). Fertilizers from composting of olive-mill wastewater. *International Biodeterioration and biodegradation* 38, 155-162.
- Voroney, R.P.; Paul, E.A.; Anderson, D.W. (1989). Decomposition of wheat straw and stabilization of microbial products. *Canadian Journal of Soil Science*, 69, 63-77.
- Walker, D.J.; Bernal, M.P. (2008). The effects of olive mill waste compost and poultry manure on the availability and plant uptake of nutrients in a highly saline soil. *Bioresource Technology* 99, 396-403.
- Xia, E.Q.; Fang Deng, G.; Guo, Y.J.; Li, H.B. (2010). Biological activities of polyphenols from grapes. *Int. J. Mol. Sci.* 11(2), 622-646.

2.2.2 Potencial para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de lodos de depuradora

- AEAS. Asociación Española de abastecimiento de aguas y saneamiento. (2010). En: <http://www.aeas.es>
- Albiach, R.; Canet, R.; Pomares, F.; Ingelmo, F. (2001). Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology* 77, 109-114.
- Alvarenga, P.; Palma, P.; Gonçalves, A.P.; Fernandes, R.M.; Cunha-Queda, A.C.; Duarte, E.; Vallini, G. (2007). Evaluation of chemical and ecotoxicological characteristics of biodegradable organic residues for application to agricultural land. *Environment International* 33, 505-513.
- BOE (2009). Resolución de 20 de enero de 2009, de la Secretaría de Estado de Cambio Climático, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros por el que se aprueba el Plan Nacional Integrado de Residuos para el período 2008-2015.
- Carabassa, V.; González, R.; Ortiz, O.; Cañizares, R.; Alcañiz, J.M. (2015). Rehabilitación de suelos con lodos de depuradora ¿es una práctica efectiva para el secuestro de carbono? VII Simposio Nacional sobre Control de la Degradación y Restauración de suelos.
- CEDEX (2009). *Caracterización de los lodos de depuradoras generados en España*. Ed. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Chae, Y.M.; Tabatabai, M. (1986). Mineralization of nitrogen in soil amended with organic wastes. *J. Environ. Qual.* 15, 193-198.
- Dere, A.L.; Stehouwer, R.C. (2011). Labile and stable nitrogen and carbon in mine soil reclaimed with manure-based amendments. *Soil Science Society of America Journal* 75, 890-897.
- Ferreras, L.; Gomez, E.; Toresani, S.; Firpo, I.; Rotondo, R. (2006). Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology* 97, 635-640.
- Fyttili, D.; Zabanitoutou, A. (2008). Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12, 116-140.

- González, M.; Gomez, E.; Comese, R.; Quesada, M.; Conti, M. (2010). Influence of organic amendments on soil quality potential indicators in an urban horticultural system. *Bioresource Technology* 101, 8897-8901.
- European Commission (2008). Council Directive 2008/98/EC of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. Official Journal of the European Communities, L 312, pp. 3-29.
- Hogg, D.; Favoino, E.; Nielsen, N.; Thompson, J.; Wood, K.; Penschke, A. Economides, D.; Papageorgiou, S. (2002). *Economic Analysis of Options for Managing Biodegradable Municipal Waste*. Final Report.
- Loehr, R.C.; Jewell, W.J.; Novak, J.D.; Clarkson, W.W; Freidman, G.S. (1979). *Land Application of Wastes Volume 1*. New York: Van Nostrand Reinhold Company, 308 p.
- Lundin, M.; Olofson, M.; Pettersson, G.; Zetterlund, H. (2004). Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. *Resource Conservation and Recycling*, 41, 255-78.
- Mermut, A.R. (2003). Carbon sequestration and its importance in semiarid an desert environment. Sustainable use and management of soil in arid and semiarid regions. A. Faz, R. Ortiz y A. Mermut. Murcia
- Hernández, A. (2011). En: *gestagua.blogspot.com*
- MAGRAMA (2010). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente. Anuario de Estadística 2010.
- MAGRAMA (2015). Registro Nacional de Lodos (2015). Página web del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente: <http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/lodos-depuradora/#para6>
- Polo M. J.; Ordoñez R.; Giráldez J. V. (1997). *Uso agrícola de lodos de depuradoras. Comunicación I+D 23/97*. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca, Sevilla, 52 p
- PEMAR (2015) Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Secretaría de Estado de Medio Ambiente.
- Roig, N.; Sierra, J.; Nadal, M.; Martí, E.; Navalón-Madrigal, P.; Schuhmacher, M.; Domingo, J.L. (2012). Relationship between pollutant content and ecotoxicity of sewage sludges from Spanish wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* 425, 99- 109.
- SEC (2010). Commission staff working document: Accompanying the Communication from the Commission On future steps in bio-waste management in the European Union. Brussels, 18.5.2010. SEC (2010) 577 final.
- Voroney, R.P.; Paul, E.A.; Anderson, D.W. (1989). Decomposition of wheat straw and stabilization of microbial products. *Can. J. Soil Sci.* 69, 63-77.
- Warman, P.R.; Termeer, W.C. (2005). Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: yields and N, P and K content of crops and soils. *Bioresource Technology* 96, 955–961.
- Wei, Y.; Van Houten, R.T.; Borger, A.R.; Eikelboom, D.H.; Fan, Y. (2003). Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research* 37, 4453-4467.

2.2.3 Potencial para introducir COS en los suelos españoles: Aplicación de residuos agrícolas (herbáceos y leñosos)

- Alvarado, A. (2006). Potencial of soil carbon sequestration in Costa Rica. In: Lal, R., Cerni, C.C., Bernoux, M., Etchevers, J., Ceri, C.E. (eds.). *Carbon sequestration in soil of Latin America*. The Harworth Press Inc. USA. 554 p.
- Anger, D.A.; Voroney, R.P.; Côté, D. (1995). Dynamics of soil organic matter and corn residues affected by tillage practices. *Soil Science Society of American Journal* 59, 1311-1315.
- Arellano, R.; Paolini, J.; Vásquez, L.; Mora, E. (2004). Producción y descomposición de la hojarasca en tres agroecosistemas de café en el estado Trujillo, Venezuela. *Revista. Forestal Venezolana*. 48(1), 7-14.
- Arrigo, N.M.; Jiménez, M.P.; Palma, R.M.; Benito, M. Tortarolo, M.F. (2005). Residuos de poda compostados y sin compostar: uso potencial como enmienda orgánica del suelo. *Cl. Suelo (Argentina)* - 23(1), 87-92.
- Barajas-Guzmán, G.; Álvarez-Sánchez, J. (2003). The relationships between litter fauna and rates of litter decomposition in a tropical rain forest. *Applied Soil Ecology* 24, 91-100.
- Basch, G.; Barros, J.F.C.; Calado, J.M.G.; Brandão, M.L.C. (2008). The potential of no-till and residue management to sequester carbon under rain fed Mediterranean conditions. En: *Lehock et al. (eds), The 5th International Scientific Conference on Sustainable Farming Systems*, 5-7 November 2008, Pieňany (Slovakia), ECOMIT, pp. 61-66.
- Cadisch, G.; Handayanto, E.; Malama, C.; Seyni, F.; Giller, K.E. (1998). N recovery from legume prunings and priming effects are governed by the residue quality. *Plant and Soil* 205, 125-134.
- Carbonell-Bojollo, R.; González-Sánchez, E.J.; Veroz-González, O.; Ordóñez-Fernández, R. (2011). Soil management systems and short term CO₂ emissions in a clayey soil in southern Spain. *Science of the Total Environment* 409, 2929-2935.

- Chivenge, P.P.; Murwira, H.K.; Giller, K.E.; Mapfumo, P.; Six, J. (2007). Long-term impact of reduced tillage and residue management on soil carbon stabilization: Implications for conservation agriculture on contrasting soils. *Soil and Tillage Research* 94, 328-337.
- Creus, C.J.; Studdert, G.A.; Echevarría, H.E.; Sánchez, C.R. (1998). Descomposición de residuos de cosecha de maíz y dinámica de nitrógeno en el suelo. *Ciencia del Suelo* 16(2), 51-57.
- Crovetto, C. (2002). *Cero labranza. Los rastrojos, la nutrición del suelo y su relación con la fertilidad de las plantas*. Trama (ed.), Talcahuano, Chile, 225 p.
- Duiker, S.W.; Lal, R. (1999). Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a Luvisol in central Ohio. *Soil and Tillage Research* 52, 73-81.
- España, M.; Cabrera-Bisbal, E.; López, M. (2006). Estudio de la fijación de nitrógeno por leguminosas tropicales en suelos ácidos de sabanas venezolanas utilizando 15N. *Interciencia*, 31(3), 197-201.
- Franzluubbers, A.J. (2009). Conservation Agricultural Management to Sequester Soil Organic Carbon. Presentation made at the Agricultural Soil Carbon Methodology Workshop. 2 March 2009. On line: www.carbonfinance.org
- Freibauer, A.; Rounsevell, M.D.A.; Smith, P.; Verhagen, J. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122, 1-23.
- Ibno-Namr, K.; Mrabet, R. (2004). Influence of agricultural management on chemical quality of a clay soil of semi-arid Morocco. *J. Afr. Earth Sci.* 39, 485-489.
- Janzen, H.H. (2004). *Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. Agriculture, Ecosystem and Environment* 104, 399-417.
- Jarecki, M.K.; Lal, R. (2003). Crop management for soil carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22 (5), 471-502.
- Khalid, H.; Anderson, J. (2000). Decomposition processes and nutrient release patterns of oil palm residues. *J. Oil Palm Res.* 12, 46-63.
- Khalid, H.; Zakaría, Z.; Anderson, J. (2000). Nutrient cycling in an oil palm plantation: the effects of residue management practices during replanting on dry matter and nutrient uptake of young palms. *J. Oil Palm Res.* 12, 130-150.
- Kimble, J.M.; Lal, R.; Follett, R.F. (eds) (2002). *Agricultural practices and policies for carbon sequestration in soil*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Lal, R. (1997). Long term tillage and maize monoculture effects on tropical Alfisol in Western Nigeria. II: Soil chemical properties. *Soil and Tillage Research.* 42, 161-174.
- Lal, R.; Kimble, J.M.; Follett, R.F.; Cole, C.V. (1998). The potential of US cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Sleeping Bear Press, Chelsea, MI.
- Lal, R.; Follett, R.F.; Kimble, J.M.; Cole, C.V. (1999). Management of US cropland to sequester carbon in soil. *J. Soil Water Cons.*, 54, 374-381.
- Lim, K.; Zahara, A. (2000). Decomposition and N-K release by oil palm empty fruit bunches applied under mature palms. *J. Oil Palm Res.* 12, 55-62.
- López, M.V.; Arrúe, J.L.; Álvaro-Fuentes, J.; Moret, D. (2005). Dynamics of surface barley residues during fallow as affected by tillage and decomposition in semiarid Aragon (NE Spain). *European Journal of Agronomy* 23, 26-36.
- López-Bellido R.J.; Montan J.M.; López-Bellido F.J.; López Bellido L. (2010). Carbon sequestration by tillage, rotation, and nitrogen fertilization in a Mediterranean Vertisol. *In: Agron. J.*, 102, pp. 310-318.
- MAGRAMA (2012). Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente, Producción y consumo sostenibles y residuos agrarios. http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/Residuos_agrarios_tcm7-232332
- MAGRAMA (2015). Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. Encuesta Nacional de Superficies y Rendimientos de cultivos. <http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticasagrarias/agricultura/esyrce/informes-sectoriales/>
- MAGRAMA (2016) Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. Inventario nacional de emisiones de GEI 1990-2014.
- Márquez-García, J.; Repullo Ruibérriz de Torres, M.A.; Carbonell Bojollo, R.; Moreno García, M.; Ordóñez Fernández, R. (2014). La cubierta de restos de poda como fuente de carbono, nitrógeno y materia orgánica en el Olivar. Junta de Andalucía. Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural (eds.). Plataforma de Asesoramiento y Transferencia del Conocimiento Agrario y Pesquero de Andalucía. SERVIFAPA (<http://www.servifapa.es/agriculturaypesca/ifapa/servifapa>), 20 pp.
- Mondini, C.; Cayuela, M.L.; Sinicco, T.; Cordaro, F.; Roig, A.; Sánchez-Monedero, M.A. (2007). Greenhouse gas emissions and carbon sink capacity of amended soils evaluated under laboratory conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1366-1374.
- Moreno-García, M.; Repullo Ruibérriz de Torres, M.; Márquez García, J.; Carbonell Bojollo, R.; Ordóñez Fernández, R. (2015). Recomendaciones de manejo de cubiertas de restos de poda para la protección del suelo y el aporte de materia orgánica en el olivar. Expoliva'15, XVII Simposium Científico-Técnico. Actas del congreso, 7 pp. ISBN: 978-84-938900-5-6.

- Nieto, O.M.; Castro, J.; Fernández, E.; Smith, P. (2010). Simulation of soil organic carbon stock in a Mediterranean Olive grove under different soil-management systems using RothC model. *Soil Use and Management* 26, 118-125.
- Ordóñez, R.; González, P.; Perea, F.; Llanos, I.; Giráldez, J.V. (2001). The protective role of stubble cover in dry farming conservative agriculture in southwest Spain. Congress on Conservation Agriculture. 435-439. Madrid.
- Ordóñez, R.; González, P.; Bravo, C.; Martínez, G. (2005). Evolution of residue decomposition in corn-cotton-poppy rotation. Congreso Internacional sobre Agricultura de Conservación: El Reto de la Agricultura, el Medio Ambiente, la Energía y la Nueva Política Agraria Común, Córdoba (España), 9-11 de noviembre, pp. 555-560.
- Ordóñez Fernández, R.; González Fernández, P.; Pastor Muñoz Cobo, M. (2007a). Cubiertas inertes: los restos de poda como protección y mejora de las propiedades del suelo. En: *Cubiertas vegetales en olivar*, Rodríguez-Lizana, A., Ordóñez-Fernández, R., Gil-Ribes, J. (eds.). Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, pp. 159-168.
- Ordóñez, R.; Rodríguez-Lizana, A.; Carbonell, R.; González, P., Perea, F., (2007b). Dynamics of residue decomposition in field in a dryland rotation under Mediterranean climate conditions in Southern Spain. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 79, 243-253.
- Palis, R.G.; Okwach, G.; Rose, C.W.; Saffigna, P.G. (1990). Soil erosion processes and nutrient loss. II The effect of surface contact cover and erosion cover and erosion processes on enrichment ratio and nitrogen loss in eroded sediment. *Australian Journal of Soil Research* 28, 641-658.
- Paustian, K.; Andrén, O.; Janzen, H.H.; Lal, R.; Smith, P.; Tian, G.; Tiessen, H.; Van Noordwijk, M.; Woomer, P.L. (1997). Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management* 13, 230-244.
- Pleguezuelo, C.R.R.; Zuazo, V.H.D.; Raya, A.M.; Martínez, J.R.F.; Rodríguez, B.C. (2009). High reduction of erosion and nutrient losses by decreasing harvest intensity of lavender grown on slopes, *Agronomy for Sustainable Development* 29, 363-370.
- Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. (eds.) (2003). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 3ª ed. Mundi-Prensa, Madrid, 929 p.
- Qingren, W.; Yuncong, L.; Ashok, A. (2010). Cropping Systems to Improve Carbon Sequestration for mitigation of Climate Change. *Journal of Environmental Protection* 1, 207-215.
- Quemada, M.; Cabrera, M.L. (1995). Carbon and nitrogen mineralized from leaves and stems of four cover crops. *Soil Science Society of American Journal* 59, 471-477.
- Quemada, M. (2004). Predicting crop residue decomposition using moisture-adjusted time scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70: 283-291.
- Ramos, F.J. (1999). *Influencia de la aplicación continuada de restos de poda del olivo sobre las propiedades del suelo*. Trabajo Profesional fin de carrera, ETSIAM, Univ. de Córdoba.
- Repullo, M.A.; Carbonell, R.; Hidalgo, J.; Rodríguez-Lizana, A.; Ordóñez, R. (2012^a). Using olive pruning residues to cover soil and improve fertility. *Soil and Tillage Research*, Vol. 124: 36-46. ISSN 0167-1987.
- Repullo-Ruibérriz de Torres, M.A.; Carbonell-Bojollo, R.M.; Alcántara-Braña, C.; Rodríguez-Lizana, A.; Ordóñez-Fernández, R. (2012^b). Carbon sequestration potential of residues of different types of cover crops in olive groves under Mediterranean climate. *Spanish Journal of Agricultural Research*, Vol. 10(3), 649-661. ISSN: 1695-971-X.
- Repullo Ruibérriz de Torres, M.A.; Márquez García, J.; Carbonell Bojollo, R.; Moreno García, M.; Ordóñez Fernández, R. (2014). Efectos de la implantación de cubiertas de restos de poda en la protección del suelo de olivar. Junta de Andalucía. Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural (eds.). Plataforma de Asesoramiento y Transferencia del Conocimiento Agrario y Pesquero de Andalucía. SERVIFAPA, 12 pp.
- Romanyà, J.; Cortina, J.; Fallon, P.; Coleman, K.; Smith, P. (2000). Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *European Journal of Soil Science* 51, 627-641.
- Ruiz, S. (2015). Rastrojo de Cultivos y Residuos Forestales, Programa de Transferencia de Prácticas Alternativas al Uso del Fuego en la Región del Biobío. Boletín INIA N° 308, 196 p. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Chillán, Chile.
- Sánchez, S.; Crespo, G.; Hernández, M.; García, Y. (2008). Factores bióticos y abióticos que influyen en la descomposición de la hojarasca en pastizales. *Pastos y forrajes*. 2 (4).
- Smith, P.; Powlson, D.S.; Smith, J.U.; Falloon, P.; Coleman, K. (2000). Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. *Global Change Biology* 6, 525-539.
- Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.; Gwary, D.; Janzen, H.H.; Kumar, P.; McCarl, B.A.; Ogle, S.M.; O'Mara, F.; Rice, C.; Scholes, R.J.; Sirotenko, O.; Howden, M.; McAllister, T.; Pan, G.; Romanenkov, V.; Schneider, U.A.; Towprayoon, S. (2007a). Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 6-28.
- Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.; Gwary, D.; Janzen, H.H.; Kumar, P.; McCarl, B.A.; Ogle, S.M.; O'Mara F.; Rice, C.; Scholes, R.J.; Sirotenko, O.; Howden, M.; McAllister, T.; Pan, G.; Romanenkov, V.;

- Rose, S.; Schneider, U.A.; Towprayoon, S.; Wattenbach, M. (2007b). Agriculture. Chapter 8 of Climate change 2007: Mitigation. *Contribution of Working group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Metz, B.; Davidson, O.R.; Bosch, P.R.; Dave, R.; Mayer, L.A. (eds)), Cambridge Univ. Press, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.; Gwary, D.; Janzen, H.H.; Kumar, P.; McCarl, B.A.; Ogle, S.M.; O'Mara F.; Rice, C.; Scholes, R.J.; Sirotenko, O.; Howden, M.; McAllister, T.; Pan, G.; Romanenkov, V.; Schneider, U.A.; Towprayoon, S.; Wattenbach, M.; Smith, J.U. (2008a). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B*, 363, 789-813.
- Smith, P. (2008b). Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81, 169-178.
- Sofo, A.; Unzo, V.; Palese, A.M.; Xilyiannis, C.; Celano, G.; Zukowskyj, P.; Dichio, B. (2005). Net CO₂ storage in mediterranean olive and peach orchards. *Scientia Horticulturae* 107, 17-24.
- Tristram, O.W.; Wilfred, M.P. (2002). Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society of American Journal* 66, 1930-1946.
- Urbano, P. (2002). *Fitotecnía. Ingeniería de la Producción Vegetal*. Mundi Prensa Libros. Madrid. ISBN: 84-8476-037-5.
- Urbano, P. (2010). <http://ideaa.eu/cat/agricultura-allevamento/suolo-fissazione-carbonio/page/4/>
- Vera, A. (1988). Las quemas de rastrojos y el vacío ganadero en el valle medio del Guadalquivir: análisis crítico y propuesta de soluciones. Homenaje a Pedro Montserrat pp 888-893.
- Voroney, R.P.; Paul, E.A.; Anderson, D.W. (1989). Decomposition of wheat straw and stabilization of microbial products. *Canadian Journal of Soil Science* 69, 63-77.
- 2.2.4 Potencial para introducir COS en los suelos españoles: Cambios en la gestión de suelos**
- Aguilera, E.; Lassaletta, L.; Gattinger, A.; Gimeno, B. (2013). Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis *Agriculture, Ecosystems & Environment* 168, 25-36.
- Alcántara, C.; Pujadas, A.; Saavedra, M. (2011). Management of cruciferous cover crops by mowing for soil and water conservation in southern Spain. *Agricultural Water Management* 98, 1071-1080.
- Alonso Mielgo, A.; Hinojosa Centeno, M.B.; López Escudero, F.J.; Moral Moral, J.; Murgado Armenteros, E.M.; Roca Castillo, L.F.; Torres Ruiz, F.J.; Trapero Ramírez, C.; Vega Zamora, M.; Herencia Galán, J.F.; Guzmán Casado, G.I.; Gutiérrez Salcedo, M.; Álvarez de la Puente, J.M.; Campos Aranda, M.; Carrerira de la Fuente, J.A.; Castro Rodríguez, J.; Foraster Pulido, L.; García Ruíz, R.; Gliessman, S.R.; Gómez Muñoz, B.; Parras Rosa, M.; Trapero Casas, A. (2012). *El Olivar Ecológico*. Ed. Mundi-prensa Libros S.A., ISBN: 978-84-8476-428-1, 457 pp.
- Álvaro-Fuentes, J.; López, M.V.; Arrúe, J.L.; Moret, D.; Paustian, K. (2009). Tillage and cropping effects on soil organic carbon in Mediterranean semiarid agroecosystems: Testing the Century model. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134, 211-217.
- Álvaro-Fuentes, J.; Cantero-Martínez, C. (2010). Short communication. Potential to mitigate anthropogenic CO₂ emissions by tillage reduction in dryland soils of Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research* 8, 1271-1276.
- Bai, Z.G.; Dent, D.L.; Olsson, L.; Schaepman, M.E. (2008). Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use and Management* 24, 223-234.
- Baker, C.J.; Saxton, K.E.; Ritchie, W.R.; Chamen, W.C.T.; Reicosky, D.C.; Ribeiro, M.F.S.; Justice, S.E.; Hobbs, P.R. (2007). *No-Tillage Seeding in Conservation Agriculture*, second ed. CABI and FAO, Rome.
- Bronick, C.J.; Lal, R. (2005). Manuring and rotation effects on soil organic carbon concentration for different aggregate size fractions on two soils in northeastern Ohio, USA. *Soil & Tillage Research* 81, 239-252.
- Bruggeman, A.; Masri, Z.; Turkelboom, F.; Zöbisch, M.; El-Naheb, H. (2005). Strategies to sustain productivity of olive groves on steep slopes in the northwest of the Syrian Arab Republic. In: Benites, J., Pisante, M., Stagnari, F. (Eds.), *Integrated Soil and Water Management for Orchard Development; Role and Importance*. FAO Land and Water Bulletin, vol. 10, FAO, Rome, Italy, pp. 75-87.
- Campbell, C.A.; Souster, W. (1982). Loss of organic matter and potentially mineralizable nitrogen from saakatchewan soils due to cropping. *Canadian Journal of Soil Science* 62, 651-656.
- Carbonell, R.; Ordóñez, R.; Rodríguez, A. (2010). Influence of olive mill waste application on the role of soil as a carbon source sink. *Climatic Change* 102, 625-640.
- Clark, M.S.; Horwath, W.R.; Shennan, C.; Scow, K.M. (1998). Changes in soil chemical properties resulting from organic and low input farming practices. *Agronomy Journal* 90, 662-671.
- Copeland, P.J., Crookston, R.K., 1992. Crop sequence affects nutrient composition of corn and soybean grow under high fertility. *Agronomy Journal* 84, 503-509.
- DeMaria, I.C.; Nnabudeb, P.C.; de Castro, O.M. (1999). Long-term tillage and crop rotation effects on soil chemical properties of a Rhodic Ferralsol in southern Brazil. *Soil & Tillage Research* 51, 71-79.
- Durán-Zuazo, V.H.; Rodríguez-Pleguezuelo, C.R.; Arroyo-Panadero, L.; Martínez-Raya, A.; Francia-Martínez, J.R.; Cárceles-Rodríguez, B. (2009). Soil conservation measures in rainfed olive orchards in SE Spain: Impacts of plant strips on soil water dynamics. *Pedosphere* 19, 453-464.

- ECCP (2004a). *Working Group Sinks Related to Agricultural Soils. Final Report*. Programa Europeo sobre el Cambio Climático (ECCP).
- ECCP (2004b). *Working Group Sinks Related to Agricultural Soils. Executive Summary*. Programa Europeo sobre el Cambio Climático (ECCP).
- EEA (1998). *Europe's environment. The second assessment*. European Environment Agency, Copenhagen.
- FAO (2008). http://www.fao.org/ag/ca/Training_Materials/CD27-Spanish/cc/cover_crops.pdf
- FAO (2014). ¿Qué es la Agricultura de Conservación? <http://www.fao.org/ag/ca/es/>.
- Follett, R.F. (2001). Soil management concepts and carbon sequestration cropland soils. *Soil and Tillage Research* 61, 77-92.
- Francia, J.R.; Durán, V.H.; Martínez, A. (2006). Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Science of Total Environment* 358, 46-60.
- Franklin, D.; Truman, C.; Potter, T.; Bosch, D.; Strickland, T.; Bednarz, D. (2007). Nitrogen and phosphorus runoff losses from variable and constant intensity rainfall simulations on loamy sand under conventional and strip tillage systems. *Journal of Environmental Quality* 36, 846-854.
- Franzluebbers, A.J.; Hons, F.M.; Zuberer, D.A. (1994). Long-Term changes in soil carbon and nitrogen pools in wheat management systems. *Soil Science Society of American Journal* 58, 1639-1645.
- Freibauer, A.; Rounsevell, M.D.A.; Smith, P.; Verhagen, J. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122(1): 1-23.
- García, A.; Laurín, M.; Llosá, M.J.; González, V.; Sanz, M.J.; Porcuna, J.L. (2006). Contribución de la Agricultura Ecológica a la mitigación del cambio climático en comparación con la agricultura convencional. <http://www.agroecologia.net/recursos/publicaciones/publicaciones-online/2006/CD%20Congreso%20Zaragoza/Ponencias/104%20Llosa%20SEAE%20Com-%20Contribuci%C3%B3n.pdf>
- Gómez, J.A.; Giráldez, J.V. (2007). Soil and water conservation. A European approach through ProTerra projects. In: *Proceedings of the European Congress on Agriculture and the Environment*, Seville, 26-28th, 2007.
- Gómez, J.A.; Guzmán, M.G.; Giráldez, J.V.; Fereres, E. (2009). The influence of cover crops and tillage on water and sediment yield, and on nutrient, and organic matter losses in an olive orchard on a sandy loam soil. *Soil & Tillage Research* 106, 137-144.
- González-Sánchez, E.J.; Ordóñez-Fernández, R.; Carbonell-Bojollo, R.; Veroz-González, O.; Gil-Ribes, J.A. (2012). Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil & Tillage Research* 122, 52-60.
- Gonzalez-Sanchez, E.J.; Veroz-Gonzalez, O.; Blanco-Roldan, G.L.; Marquez-Garcia, F.; Carbonell-Bojollo, R. (2015). A renewed view of conservation agriculture and its evolution over the last decade in Spain. *Soil and Tillage Research*, 146 (PB), pp. 204-212.
- Gregorich, E.G.; Greer, K.J.; Anderson, D.W.; Liang, B.C. (1998). Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil Tillage Research* 47, 291-302.
- Holland, J.A. (2004). The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: review the evidence. *Agriculture Ecosystems & Environment* 103, 1-25.
- IPCC (2000). Land Use, Land Use Change and Forestry. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). En <http://www.ipcc.ch/pub/reports.htm>.
- Izaurrealde, C.; Rosemberg, N.; Lal, R. (2001). Mitigation of climatic change by soil carbon sequestration: Issues of science, monitoring, and degraded lands. *Advanced in Agronomy* 70, 1-75.
- Jones, R.J.A.; Yli-Halla, M.; Demetriades, A.; Leifeld, J.; Robert, M. (2004). Status and distribution of soil organic matter in Europe, in: Van-Camp, L., et al. (eds.), *Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection*, Luxemburg, pp. 872.
- Kassam, A.; Friedrich, T.; Derpsch, R.; Lahmar, R.; Mrabet, R.; Basch, G.; González-Sánchez, E.; Serraj, R. (2012a) *Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate*. *Field Crops Res.* 132, 7-17. doi:10.1016/j.fcr.2012.02.023
- Kotschi, J.; Müller-Säman, K. (2004). *The Role of Organic Agriculture in Mitigating Climate Change – A Scoping Study*. IFOAM. Bonn.
- Laguna, A.; Giráldez, J.V. (1990). Soil erosion under conventional management systems of olive tree culture, en Proc. *Seminar on the interaction between agricultural systems and soil conservation in the Mediterranean belt*, European Society of Soil Conservation, Oeiras, Portugal. Sept. 4-8.
- Lal, R.; Kimble, J.M. (1998). Soil conservation for mitigating the greenhouse effect, in: Blume *et al.* (eds.), *Towards sustainable land use*, Vol I. Advances in Geocology. Catena, Verlag, Reiskirchen, pp. 185-192.
- Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environ Int.* 29, 437-450.
- Lal, R. (2004). Soil Carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*. 304, 1623-1627.
- Lockeretz, W.; Shearer, G.; Kohl, D.H. (1981). Organic farming in the corn belt. *Science (Washington, DC)* 211, 540-547.
- López-Bellido, R.J.; Montan, J.M.; López-Bellido, F.J.; López-Bellido, L. (2010). Carbon sequestration by tillage rotation, and nitrogen fertilization in a Mediterranean vertisol. *Agronomy Journal* 102, 310-318.

- López-Fando, C.; Almendros, G. (1995). Interactive effects of tillage and crop rotations on crop yield and chemical properties of soils in semi-arid central Spain. *Soil & Tillage Research* 36, 45-57.
- López-Fando, C.; Dorado, J.; Pardo, M.T. (2007). Effects of zone-tillage in rotation with no-tillage on soil properties and crop yields in a semi-arid soil from central Spain. *Soil & Tillage Research* 95, 266-276.
- Mäder, P.; Fliebach, A.; Dubois, D.; Gunst, L.; Fried, P.; Urs, N. (2002). Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296, 1694-1697.
- MAGRAMA (2015a). Encuesta sobre superficies y rendimientos de los cultivos. Disponible en: <http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-grarias/agricultura/esyrce/>. (Acceso el 30-09-2016).
- MAGRAMA (2015b). Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos. Análisis de las técnicas de mantenimiento de los suelos y de los métodos de siembra en España. http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/novedades/cubiertas2015_tcm7-411034
- MAGRAMA (2015c). Agricultura Ecológica. Estadísticas 2014. http://www.magrama.gob.es/es/alimentación/temas/la-agricultura-ecologica/estadisticas_ae_2014_definitivopdf_tcm7-405122
- MAGRAMA (2015d). La agricultura ecológica en España. <http://www.mapama.gob.es/es/alimentacion/temas/la-agricultura-ecologica/>
- Márquez-García, F.; González-Sánchez, E.J.; Castro-García, S.; Ordóñez-Fernández, R. (2013). Improvement of soil carbon sink by cover crops in olive orchards under semiarid conditions. Influence of the type of soil and weed. *Spanish Journal of Agricultural Research* 11, 335-346.
- Martín-Rueda, I.; Muñoz-Guerra, L.M.; Yunta, F.; Esteban, E.; Tenorio, J.L.; Lucena, J.J. (2007). Tillage and crop rotation effects on Barley yield and soil nutrients on a Calcicortidic Haploxeralf. *Soil & Tillage Research* 92, 1-9.
- Martínez-Mena, M.; López, J.; Almagro, M.; Boix-Fayos, C.; Albaladejo, J. (2008). Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of South-East Spain. *Soil & Tillage Research* 99, 119-129.
- Martino, D. (2001). Generación de créditos de carbón por cambios en el uso de la tierra. *Revista Mercosur*. <http://www.mercoopsur.com.ar/agropecuarias/notas/generaciondecreditos.htm>.
- Maturana, M.L. y Acevedo, E., (2005). Cambios en la fertilidad del suelo asociados a cero labranza. Laboratorio de Relación Suelo-Agua- Planta. *Publicaciones de la Facultad de Ciencias Agronómicas*. Universidad de Chile.
- Montgomery, D.R. (2007). Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 13268-13272.
- Moreno, M.; Garcia, S.; Cañizares, R.; Castro, J.; Benítez, E. (2009). Rainfed olive farming in south-eastern Spain: Long-term effect of soil management on biological indicators of soil quality. *Agriculture Ecosystem and Environment* 131, 333-339.
- Moreno, M.M.; Lacasta, C.; Meco, R.; Moreno, C. (2011). Rainfed crop Energy balance of different farming systems and crop rotations in a semi-arid environment: Results of a long-term trial. *Soil & Tillage Research* 114, 18-27.
- Omar-Ferraro, D. (2012). Energy use in cropping systems: A regional long-term exploratory analysis of energy allocation and efficiency in the Inland Pampa (Argentina). *Energy* 44, 490-497.
- Ordóñez, R.; González, P.; Giráldez, J.V.; Perea, F. (2007a). Soil properties and crop yields after 21 years of direct drilling trials in southern Spain. *Soil & Tillage Research* 94, 47-54.
- Ordóñez, R.; Rodríguez-Lizana, A.; Espejo, A.J.; González, P.; Saavedra, M. (2007b). Soil and available phosphorus losses in ecological olive groves. *European Journal of Agronomy* 27, 144-153.
- Paul, E.; Follet, S.W.; Leavitt, A.; Halvorson, G.A.; Peterson, G.A.; Lyon, D.J. (1997). Radio carbon dating for determination of soil organic carbon pool sizes and dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 61, 1058-1067.
- Pimentel, D.; Hepperly, P.; Hanson, J.; Douds, D.; Seidel, R. (2005). Environmental, Energetic, and Economic Comparisons of Organic and Conventional Farming Systems. *BioScience* 55 (7), 573-582.
- Pittelkow, C.M.; Liang, X.; Linnquist, B.A.; Van Gronigen, K.J.; Lee, J.; Lundy, M.E.; Van Gestel, N.; Six, J.; Venterea, R.T.; Van Kessel, C. (2015). Productivity limits and potential of the principles of conservation agriculture. *Nature* 517, 365-368.
- Plaza-Bonilla, D.; Cantero-Martínez, C.; Alvaro-Fuentes, J. (2010). Tillage effects on soil aggregation and soil organic carbon profile distribution under Mediterranean semi-arid conditions. *Soil Use and Management* 26, 465-474.
- Pretty, J.N. y Ball, A. (2001). Agricultural Influences on Carbon Emissions and Sequestration: A review of Evidence and the Emerging Trading Options. Centre for Environment and Society. *Occasional Paper 2001-03*. University of Essex, UK.
- Pulleman, M.M.; Six, J.; Van Breemen, N.; Jongman, A.G. (2005). Soil organic matter distribution and microaggregate characteristic as affected by agricultural management and earthworm activity. *European Journal of Soil Science* 56, 453-467.
- Rao, M.R.; Mathuva, M.N. (2000). Legumes for improving maize yields and income in semi arid Kenya. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 78, 123-137.

- Reeves, D.W. (1997). The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil & Tillage Research* 43, 131-167.
- Rosati, A.; Aumaitre, A. (2004). Organic dairy farming in Europe. *Livestock Production Science* 90, 41–51.
- Sainju, U.M.; Lenssen, A.; Caesar-Thonthat, T.; Waddell, J. (2007). Dryland plant biomass and soil carbon and nitrogen fractions on transient land as influenced by tillage and crop rotation. *Soil and Tillage Research* 93, 452-461.
- Sainju U.M.; Senwo, Z.N.; Nyakatawa, E.Z.; Tazisong, I.A.; Chandra Reddy, K. (2008). Soil carbon and nitrogen sequestration as affected by long-term tillage, cropping systems, and nitrogen fertilizer sources. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127, 234-240.
- Sánchez-Girón, V.; Serrano, A.; Suárez, M.; Hernánz, J.L.; Navarrete, L. (2007). Economics of reduce tillage for cereal and legume production on rainfed farm enterprises of different sizes in semiarid conditions. *Soil & Tillage Research* 95, 149-160.
- Schillinger, W.F. (2001). Minimum and delayed conservation tillage for wheat-fallow farming. *Soil Science Society American Journal* 65, 1203-1209.
- SEAE (2006). *Contribución de la agricultura ecológica a la mitigación del cambio climático en comparación con la agricultura convencional*. Informe técnico.
- Smith, P. (2004). Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy* 20, 229-236.
- Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.; Gwary, D.; Janzen, H.; Kumar, P.; McCarl, B.; Ogle, S., O'Mara, F.; Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O. (2007). *Agriculture. Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. O. R. D. B. Metz, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer. Cambridge, Cambridge University Press.
- Sombrero, A.; De Benito, A. (2010). Carbon accumulation in soil. Ten-year study of conservation tillage and crop rotation in a semi-arid area of Castile-Leon, Spain. *Soil & Tillage Research* 107, 64-70.
- Sperow, M.; Eve, M.; Paustian, K. (2003). Potential soil C sequestration on U.S. agricultural soils. *Climatic Change* 57, 319-339.
- Studdert, G.A.; Echevarría, H.E. (2000). Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of American Journal* 64, 1496-1503.
- Torn, M.S.; Trumbore, S.E.; Chadwick, O.A.; Vitousek, P.M.; Hendricks, D.M. (1997). Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 389, 170-173.
- Triberti L.; Nistri A.; Baldoni G. (2016). Long-term effects of crop rotation, manure and mineral fertilisation on carbon sequestration and soil fertility. *European Journal of Agronomy* 74, 47-55.
- Triplet, G.B.; Dick, W.A. (2008). No-Tillage crop production: A revolution in agriculture! *Agronomy Journal* 100, 153-165.
- WBGU (German Advisory Council on Global Change) (1998). *The Accounting of Biological Sinks and sources Under the Kyoto Protocol – A Step Forwards or Backwards for Global Environmental Protection? Special Report 1998*. WBGU, Bremerhaven.
- Zentner, R.P.; Lafond, G.P.; Derksen, D.A.; Nagy, C.N.; Wall, D.D.; May, W.E. (2004). Effects of tillage method and crop rotation on non-renewable energy use efficiency for a thin Black Chernozem in the Canadian prairies. *Soil & Tillage Research* 77, 125-136.
- Zhang, J.H.; Quine, T.A.; Ni, S.J.; Ge, F.L. (2006). Stocks and dynamics of SOC in relation to soil redistribution by water and tillage erosion. *Global Change Biology* 12, 1834-1841.

3. Revisión recopilación de la ciencia existente

3.1 Medidas para el aumento del contenido de carbono orgánico de los suelos

- Aguilera, E.; Lassaletta, L.; Sanz-Cobeña, A.; Garnier, J.; Vallejo, A.; Gattinger, A.; Sánchez-Gimeno B. (2012). Emisión de N₂O y secuestro de C en ambientes Mediterráneos: meta-análisis de la información publicada. En *Remedia Workshop 2012*. Bilbao. <http://www.redremedia.org/events/images/stories/ponencias/orales/suelo-planta/7_aguilera_eduardo.pdf>.
- Aguilera, E.; Lassaletta, L.; Gattinger, A.; Gimeno, B. S. (2013). Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 168, 25–36.
- Albarrán, A.; Celis, R.; Hermosin, M.; Pineiro, A.; Cornejo, J. (2002). Effect of solid olive-mill waste amendment on pesticide sorption and leaching in soil. *Waste Management and the Environment*. 351-359.
- Álvaro-Fuentes, J.; del Prado, A.; Yáñez-Ruiz, D.R. (2016). Greenhouse gas mitigation in the agricultural sector in Spain. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 21, 969–973. DOI 10.1007/s11027-014-9596-x.
- Alvaro-Fuentes, J.; Arrue, J.L.; Gracia, R.; Lopez, M.V. (2007a). Soil management effects on aggregate dynamics in semiarid Aragon (NE Spain). *Science of the Total Environment*. 378 (1–2), 179–182.
- Álvaro-Fuentes, J.; Cantero-Martínez, C.; López, M.V.; Arrúe, J. (2007b). Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Soil and Tillage Research* 96 (1), 331-341.
- Álvaro-Fuentes, J.; López, M.V.; Arrúe, J.L.; Moret, D.; Paustian, K. (2009) Tillage and cropping effects on soil organic carbon in Mediterranean semiarid agroecosystems: Testing the Century model. *Agr Ecosyst Environ* 134, 211–217.
- Angers, D.; Chantigny, M.; Macdonald, J.; Rochette, P.; Côté, D. (2010). Differential retention of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 86, 225-229.
- Andrews, S.S.; Karlen, D.L.; Mitchell, J.P. (2002). A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90, 25- 45.
- Arrigo, N.M.; Jiménez, M. P.; Palma, R. M.; Benito, M.; Tortarolo, M.F. (2005). Residuos de poda compostados y sin compostar: uso potencial como enmienda orgánica del suelo. *Ci. Suelo (Argentina)* - 23 (1), 87-92.
- Araya Weldeslassie, T. (2012). *Conservation agriculture-based resource saving technology for land resilience in northern Ethiopia*. Ghent University. Faculty of Bioscience Engineering, Ghent, Belgium.
- Balldock, J.A. y Kay, B.D. (1987). Influence of selected cropping and chemical treatments on the water-stable aggregation of silt loam soil. *Can. J. Soil Sci.* 67, 501–511.
- Barajas-Guzman, G. y Alvarez-Sanchez, J. (2003). The relationships between litter fauna and rates of litter decomposition in a tropical rain forest. *Applied Soil Ecology* 24, 91-100.
- Bationo, A.; Kihara, J.; Vanlauwe, B.; Waswa, B.; Kimetu, J. (2007). Soil organic carbon dynamics, functions and management in West African agro-ecosystems. *Agricultural Systems* 94, 13–25
- Bhattacharyya, R.; Das, T.K.; Sudhishri, S.; Dudwal, B.; Sharma, A.R.; Bhatia, R.; Singh, G. (2015). Conservation agriculture effects on soil organic carbon accumulation and crop productivity under a rice–wheat cropping system in the western Indo-Gangetic Plains. *Europ. J. Agronomy* 70, 11–21.
- Batjes, N.H. (1999). Management options for reducing CO₂-concentrations in the atmosphere by increasing carbon sequestration in the soil. Report 410-200-031, Dutch National Research Programme on Global Air Pollution and Climate Change & Technical Paper 30, International Soil Reference and Information Centre, Wageningen.
- Bernal, M.P.; Albuquerque, J.A., de la Fuente, C.; Clemente, R. (2012) Implicación de la gestión de residuos de digestión anaerobia sobre la conservación y secuestro de carbono en el suelo. En *Remedia Workshop 2012*. Bilbao. <http://www.redremedia.org/events/images/stories/ponencias/poster/suelo-planta/41_bernal_m_del_pilar.pdf>.
- Bertora, C.; Alluvione, F.; Zavattaro, L.; van Groenigen, J.W.; Velthof, G.; Grignani, C. (2008). Pig slurry treatment modifies slurry composition, N₂O, and CO₂ emissions after soil incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 40 (8), 1999-2006.
- Bescansa, P.; Imaz, M.J.; Virto, M.J.; Enrique, A.; Hoogmoed, W.B. (2006). Soil water retention as affected by tillage and residue management in semiarid Spain. *Soil Till Res* 87,19–27.
- Betts, R.A.; Boucher, O.; Collins, M.; Cox, P.M.; Falloon, P.D.; Gedney, N.; Hemming, D.L.; Huntingford, C.; Jones, C.D.; Sexton, D.M.H.; Webb, M.J. (2007). Projected increase in continental runoff due to plant responses to increasing carbon dioxide. *Nature* 448, 1037-1041. DOI:10.1038/nature06045
- Biau, A.; Santiveri, F.; Mijangos, I.; Lloveras, J. (2012). The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. *European Journal of Soil Biology* 53, 56-61.

- Blevins, R.L.; Smith, M.S.; Thomas, G.W. (1984). Changes in soil properties under no-tillage. In: Phillips, R.E., Phillips, S. H. (Eds.), *No-Tillage Agriculture: Principles and Practices*. Van Nostrand Reinhold, New York, USA, pp. 190–230.
- Boellstorff, D.L. (2009). Estimated soil organic carbon change due to agricultural land management modifications in a semiarid cereal-growing region in Central Spain. *Journal of Arid Environments* 73, 389–392.
- Boulal, H.; Gómez-Macpherson, H. (2010). Dynamics of soil organic carbon in an innovative irrigated permanent bed system on sloping land in southern Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139, 284–292.
- Bulluck III, L.R.; Brosius, M.; Evanylo, G.K.; Ristaino, J.B. (2002). Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. *Applied Soil Ecology* 19, 147–160.
- Cambardella, C.A. y Elliot, E.T. (1993). Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1071–1076.
- Cantero-Martínez, C.; Angás, P.; Ameziane, T.; Pisante, M. (2004) Land and water management technologies in the Mediterranean region. In: Cantero, C., Gabiña, D. (eds) *Mediterranean rainfed agriculture: strategies for sustainability. Options Méditerranéennes* 60,35–50.
- Carabassa, V.; González, R.; Ortiz, O.; Cañizares, R.; Alcañiz, J.M. (2015). Rehabilitación de suelos con lodos de depuradora. ¿es una práctica efectiva para el secuestro de carbono? *VII Simposio Nacional sobre Control de la Degradación y Restauración de suelos*.
- Carbonell-Bojollo, R.; González-Sánchez, E.J.; Veróz-González, O.; Ordóñez-Fernández, R. (2011). Soil management systems and short term CO₂ emissions in a clayey soil in southern Spain. *Science of the Total Environment* 409, 2929–2935
- Carbonell-Bojollo, R.; González-Sánchez, E.J.; Veroz-González, O.; Ordóñez-Fernández, R. (2010). Soil management systems and short-term CO₂ emissions in a clayey soil in southern Spain. *Sci. Total Environ.* 409, 2929–2935.
- Castro, J.; Fernández-Ondoño, E.; Rodríguez, C.; Lallena, A.M.; Sierra, M.; Aguilar, J. (2008). Effects of different olive grove management systems on the organic carbon and nitrogen content of the soil in Jaén (Spain). *Soil Till Res* 98, 56–67.
- Cheesman, S.; Thierfelder, C.; Eash, N.S.; Tesfahun Kassie, G.; Frossard, E. (2016). Soil carbon stocks in conservation agriculture systems of Southern Africa. *Soil Till Res* 156, 99–109.
- Chivenge, P.P.; Murwira, H.K.; Giller, K.E.; Mapfumo, P.; Six, J. (2007). "Long-term impact of reduced tillage and residue management on soil carbon stabilization: Implications for conservation agriculture on contrasting soils." *Soil and Tillage Research* 94(2), 328-337.
- Cole, C.V.; Duxbury, J.; Freney, J.; Heinemeyer, O.; Minami, K.; Mosier, A.; Paustian, K.; Rosenberg, N.; Sampson, N.; Sauerbeck, D.; Zhao, Q. (1997). Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutr. Cycl Agroecosyst* 49, 221–228.
- Corning, E.; Sadeghpour, A.; Ketterings, Q.; Czymmek, K. (2006) The Carbon Cycle and Soil Organic Carbon. *Agronomy Fact Sheet Series. Fact Sheet* 91
- Dalal, R.C. y Meyer, R. J. (1986). Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in Sourthern Queensland. II. Total organic carbon and its rate of loss from the soil profile. *Aust. J. Soil Res.* 24, 281–292.
- Datta, S.P.; Rattan, R.K.; Chandra, S. (2010). Labile soil organic carbon, soil fertility, and crop productivity as influenced by manure and mineral fertilizers in the tropics. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173, 715–726. DOI: 10.1002/jpln.200900010.
- De Benito Muñoz, A.; Sombrero Sacristán, A. (2006). Fijación de carbono en el suelo en agricultura de conservación. In: *Options Méditerranéennes, Serie A N° 69* pp155- 159.CIHEAM.
- Dexter, A. R.; Richard, G.; Arrouays, D.; Czyz, E.A.; Jolivet, C.; Duval, O. (2008). Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma* 144, 620–627.
- Dimassi, B.; Mary, B.; Wylleman, R.; Labreuche, J.; Couture, D.; Piraux, F.; Cohan, J.P. (2014). Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agric. Ecosys. Environ.* 188, 134–146.
- Dossou-Yovo, E.R.; Brüggemann, N.; Jesse, N.; Huat, J.; Ago, E.E.; Agbossou, E.K. (2016). Reducing soil CO₂ emission and improving upland rice yield with no-tillage, straw mulch and nitrogen fertilization in northern Benin. *Soil & Tillage Research* 156, 44–53.
- Drinkwater, L.E.; Wagoner, P.; Sarrantonio, M. (1998). Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature* 396, 262–265.
- Duiker, S.W. y Lal, R. (2000). Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. *Soil and Tillage Research* 54, 21-30.
- Ellerbrock, R.H.; Gerke, H.H.; Deumlich, D. (2016). Soil organic matter composition along a slope in an erosion-affected arable landscape in North East Germany. *Soil and Tillage Research* 156, 209-218.
- Farina, R. Marchetti, A.; Francaviglia, R.; Napoli, R.; Di Bene, C. (2017). Modeling regional soil C stocks and CO₂ emissions under Mediterranean cropping systems and soil types. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 238, 128-141.

- Fernández-Ugalde, O.; Virto, I.; Bescansa, P.; Imaz, M.J.; Enrique, A.; Karlen, D.L. (2009). No-tillage improvement of soil physical quality in calcareous, degradation-prone, semiarid soils. *Soil and Tillage Research* 106 (1), 29-35.
- Flower, K.C.; Cordingley, N.; Warda, P.R.; Weeks, C. (2012). Nitrogen, weed management and economics with cover crops in conservation agriculture in a Mediterranean climate. *Field Crops Research* 132, 63-75.
- Franke, U.; Heide Spiegel, H. (2016). Modeling soil organic carbon dynamics in an Austrian long-term tillage field experiment. *Soil and Tillage Research* 156, 83-90.
- Franzluebbers, A.J. (2002). Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.* 66, 95–106.
- Franzluebbers, A.J. (2005). Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. *Soil Till. Res.* 83, 120–147.
- Franzluebbers, A.J. (2009). Conservation Agricultural Management to Sequester Soil Organic Carbon. Presentation made at the Agricultural Soil Carbon Methodology Workshop. 2 March 2009. On line: www.carbonfinance.org.
- Freibauer, A.; Rounsevell, M.D.A.; Smith, P.; Verhagen, J. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122, 1-23.
- Fuhrer, J. (2003). Agroecosystem responses to combinations of elevated CO₂, ozone, and global climate change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97, 1–20.
- García-Franco, N.; Albaladejo, J.; Almagro, M.; Martínez-Mena, M. (2015). Beneficial effects of reduced tillage and green manure on soil aggregation and stabilization of organic carbon in a Mediterranean agroecosystem. *Soil & Tillage Research* 153, 66-75.
- Gil, M.V.; Carballo, M.T.; Calvo, L.F. (2008). Fertilization of maize with compost from cattle manure supplemented with additional mineral nutrients. *Waste Management* 28, 1432-1440.
- Gómez, J.A.; Sobrino, T.A.; Giráldez, J.V.; Fereres, E. (2009). Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain. *Soil Till Res* 102:5–13.
- Gómez-Muñoz, B.; García-Ruiz, R. (2012). Contribución del alperujo compostado en el secuestro de carbono en el olivar ecológico. En *Remedia Workshop 2012*. Bilbao. <http://www.redremedia.org/events/images/stories/ponencias/poster/suelo-planta/47_gomez_beatriz.pdf>.
- González-Alcaraz, M.N.; Egea, C.; Jiménez-Cárceles, F.J.; Párraga, I.; María-Cervantes, A.; Delgado, M.J.; Álvarez-Rogel, J. (2012). Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil-plant system of *Phragmites australis* stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh. *Geoderma* 185–186, 61–72.
- González-Sánchez, E.J.; Ordóñez-Fernández, R.; Carbonell-Bojollo, R.; Veroz-González, O.; Gil-Ribes, J. A. (2012). Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil & Tillage Research* 122, 52–60.
- Guardia, G.; Tellez-Rio, A.; García-Marco, S.; Martín-Lammerding, D.; Tenorio, J.L.; Ángel Ibáñez, M.A.; Vallejo, A. (2016). Effect of tillage and crop (cereal versus legume) on greenhouse gas emissions and Global Warming Potential in a non-irrigated Mediterranean field. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 221, 187–197.
- Guzmán, G.I. y Alonso, A.M. (2004). Análisis de la sustentabilidad de la olivicultura ecológica en la provincia de Granada. En *VI Congreso SEAE. II Congreso Iberoamericano de Agroecología*. Almería, España, 1819-1834.
- Guzmán Casado, G.I. y Alonso Mielgo, A.M. (2001). El uso de abonos verdes en agricultura ecológica. *Boletín nº 4.7/01*. Ed. CAAE. Sevilla.
- Herencia, J.F.; Ruiz-Porras, J.C.; Melero, S.; García-Galavis, P.A.; Morillo, E.; Maqueda, C. (2007). Comparison between organic and mineral fertilization for soil fertility levels, crop macronutrient concentrations, and yield. *Agronomy Journal* 99, 973-983.
- Hernández, A.J.; Lacasta, C.; Pastor, J. (2005). Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive grove. *Agr Water Manage* 77, 232–248.
- Hernanz, J.L.; Sánchez-Girón, V.; Navarrete, L. (2009). Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133, 114–122.
- Hernanz, J., Sánchez-Girón, V., & Navarrete, L. (2010). Evolución del carbono orgánico del suelo con tres sistemas de laboreo, convencional, mínimo y siembra directa, para una rotación cereal leguminosa en un experimento de larga duración (1985-2005). In *Conservation Agriculture: Towards agro.environmental climate and energetic sustainability*, 461-465). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Huang, S.; Peng, X.; Huang, Q.; Zhang, W. (2010). Soil aggregation and organic carbon fractions affected by long-term fertilization in a red soil of subtropical China. *Geoderma* 154, 364-369.
- Janzen, H.H. (2004). Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104, 399–417.
- Jarecki, M.K y Lal, R. (2003). Crop management for soil carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22 (5), 471-502.

- Johansen, C.; Haque, M.E.; Bell, R.W.; Thierfelder, C.; Esdaile, R.J. (2012). Conservation agriculture for small holder rainfed farming: Opportunities and constraints of new mechanized seeding systems. *Field Crops Research* 132, 18–32
- Jones, D.L.; Nguyen, C.; Finlay, R.D. (2009). Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil–root interface. *Plant Soil* 321, 5–33.
- Jones, R.J.A.; Hiederer, R.; Rusco, E.; Loveland, P.J. and Montanarella, L. (2004). *The map of organic carbon in topsoils in Europe, Version 1.2*, September 2003: Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.72 (S.P.I.04.72). European Soil Bureau Research Report No.17, EUR 21209 EN, 26pp. and 1 map in ISO B1 format. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Juste, F.; Sánchez-Girón, V.; Hernanz, J.L. (1981). Estudio comparativo de la siembra directa con el cultivo tradicional de los cereales. *Proceedings 13. Conferencia Internacional de Mecanización*. 133-145.
- Kassam, A.; Friedrich, T.; Derpsch, R.; Lahmar, R.; Mrabet, R.; Basch, G.; González-Sánchez, E.; Serraj, R. (2012a) *Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate*. *Field Crops Res.* 132, 7-17. DOI: 10.1016/j.fcr.2012.02.023.
- Kuppusamy, S.; Thavamani, P.; Megharaj, M.; Venkateswarlu, K.; Naidu, R. (2016). Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: Current knowledge and future research directions. *Environment International* 87, 1–12.
- Kuzyakov, Y. (2010). Priming effects: interactions between living and dead organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 42, 1363–1371.
- Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 815–830.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304, 1623–1627.
- Lal, R. (1999). Soil management and restoration for C sequestration to mitigate the greenhouse effect. *Progress in Environmental Science* 1, 307-326.
- Lal, R.; Delgado, J.A.; Groffman, P.M.; Millar, N.; Dell, C.; Rotz, A. (2011). Management to mitigate and adapt to climate change, *J. Soil Water Conserv.*, 66, 276–285.
- Lee, J.; Pedroso, G.; van Kessel, C.; Six, J. (2015). Potential regional productivity and greenhouse gas emissions of fertilized and irrigated switchgrass in a Mediterranean climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 212, 64–74
- Loveland, P.; Webb, J. (2003). Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil & Tillage Research* 70, 1-18.
- López-Fando, C.; Almendros, G. (1995). Interactive effects of tillage and crop rotations on yield and chemical properties of soils in semi-arid central Spain. *Soil & Tillage Research* 36, 45-57.
- López-Fando, C.; Dorado, J.; Pardo, M.T. (2007). Effects of zone-tillage in rotation with no-tillage on soil properties and crop yields in a semi-arid soil from central Spain. *Soil & Tillage Research* 95, 266–276.
- López Fando, C.; Pardo, M.T. (2009). Changes in soil chemical characteristics with different tillage practices in a semi-arid environment. *Soil & Tillage Research* 104, 272-284.
- López Fando, C.; Pardo, M.T. (2011). Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid región. *Soil & Tillage Research* 111, 224-2304.
- López-Fando, C.; Dorado, J.; Pardo, M.T. (2011). Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid region. *Soil & Tillage Research* 111, 224–230.
- Lugato, E.; Bampa, F.; Panagos, P.; Montanarella, L.; Jones, A. (2014). Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices. *Global Change Biol.* 20, 3557–3567. DOI:10.1111/gcb.12551.
- Lugato, E.; Bampa, F.; Panagos, P.; Montanarella, L.; Jones, A. (2015). Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices. *Global Change Biology* 20, 3557–3567, DOI: 10.1111/gcb.12551.
- Luo, Z.; Wang, E.; Sun, O.J. (2010) Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139 No. 1/2, 224-231.
- Melero, S.; Ruiz Porras, J.C.; Herencia, J.F.; Madejon, E. (2006). Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management. *Soil & Tillage Research* 90, 162–170
- Merante, P.; Dibari, C.; Ferrise, R.; Sánchez, B.; Iglesias, A.; Lesschen, J.P.; Kuikman, P.; Yeluripati, J.; Smith, P.; 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.
- MAGRAMA (2015). *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos (ESYRCE). Análisis de las técnicas de mantenimiento del suelo y de los métodos de siembra en España*. [online]. < http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/boletin2015_tcm7-424015.pdf> [27/09/2106].
- Marín Martínez, A. (2014). *Estudio de estrategias de manejo agrícola para mitigar la emisión de gases de efecto invernadero en sistemas vitivinícolas mediterráneos* (Trabajo fin de máster). Universidad Miguel Hernández de Elche.

- Mijangos, I., Albizu, I., Garbisu, C. (2010). Beneficial Effects of Organic Fertilization and No-Tillage on Fine-Textured Soil Properties Under Two Different Forage Crop Rotations. *Soil Science* 175 (4), 173–185. DOI: 10.1097/SS.0b013e3181dd51ba.
- Mondini, C.; Cayuela, M.L.; Sinicco, T.; Cordaro, F.; Roig, A. Sánchez-Monedero, M.A. (2007). Greenhouse gas emissions and carbon sink capacity of amended soils evaluated under laboratory conditions. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1366–1374.
- Montanaro, G.; Celano, G.; Dichio, B.; Xiloyannis, C. (2010). Effects of soil-protecting agricultural practices on soil Organic carbon and productivity in fruit tree orchards. *Land Degrad. Develop.* 21, 132–138.
- Moreno, F.; Arrúe, J.L.; Cantero-Martínez, C.; López, M.V.; Murillo, J.M.; Sombrero, A.; López-Garrido, R.; Madejón, E.; Moret, D.; Álvaro-Fuentes, J. (2010). Conservation agriculture under Mediterranean conditions in Spain. In: Lichtfouse E (ed) *Biodiversity, biofuels, agroforestry and conservation agriculture. Sustainable agriculture reviews, vol. 5*, 175–193.
- Moreno, F.; Murillo, J.M.; Pelegrín, F.; Girón, I.F. (2006) Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active CaCO₃. *Soil Till Res* 85, 86–93.
- Mrabet, R.; Moussadek, R.; Fadlaoui, A.; van Ranst, E. (2012). Conservation agriculture in dry areas of Morocco. *Field Crops Research* 132, 84–94
- Müller-Lindenlauf, M. (2009). *Organic Agriculture and Carbon Sequestration. Possibilities and constraints for the consideration of organic agriculture within carbon accounting systems*. Natural Resources Management and Environment Department FAO.
- Mupangwa, W.; Twomlow, S.; Walker, S. (2012) Reduced tillage, mulching and rotational effects on maize (*Zea mays* L.), cowpea (*Vigna unguiculata* (Walp) L.) and sorghum (*Sorghum bicolor* L. (Moench)) yields under semi-arid conditions. *Field Crops Research* 132, 139–148.
- Nieto, O.M.; Castro, J.E.; Fernández-Ondoño, E. (2013). Conventional tillage versus cover crops in relation to carbón fixation in Mediterranean olive cultivation. *Plant Soil* 365,321–335 DOI 10.1007/s11104-012-1395-0.
- Nieto, O.M.; Castro, J.; Fernández, E.; Smith, P. (2010). Simulation of soil organic carbon stock in a Mediterranean Olive grove under different soil-management systems using RothC model. *Soil Use Manage.* 26, 118-125.
- Ochoa, C. G.; Shukla, M.K.; Lal, R. (2009). Macroaggregate-associated physical and chemical properties of a no-tillage chronosequence in a Miamian soil. *Canadian Journal of Soil Science* 89 (3), 319–329.
- Oelofse, M.; Markussen, B.; Knudsen, L.; Schelde, K.; Olesen, J.E.; Jensen, L.S.; Bruun, S. (2015). Do soil organic carbon levels affect potential yields and nitrogen use efficiency? An analysis of winter wheat and spring barley field trials. *Europ. J. Agronomy* 66, 62–73.
- Ogle, S.M.; Swan, A.; Paustian, K. (2012). No-till management impacts on crop productivity, carbon input and soil carbon sequestration. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 149, 37–49.
- Ordóñez Fernández, R.; González Fernández, P.; Pastor Muñoz Cobo, M. (2007a). Cubiertas inertes: los restos de poda como protección y mejora de las propiedades del suelo. En: “*Cubiertas vegetales en olivar*”, Rodríguez-Lizana, A., Ordóñez-Fernández, R., Gil-Ribes, J. (eds.). Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, pp. 159-168.
- Ordóñez, R.; Rodríguez-Lizana, A.; Carbonell, R.; González, P.; Perea, F. (2007b). Dynamics of residue decomposition in field in a dryland rotation under Mediterranean climate conditions in Southern Spain. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 79, 243-253.
- Ordóñez Fernández, R.; Carbonell Bojollo, R.; González Fernández, P.; Perea Torres, F. (2008). Influencia de la climatología y el manejo del suelo en las emisiones de CO₂ en un suelo arcilloso de la vega de Carmona. *Carmona. Revista de Estudios Locales. Año 6, nº 6*, 2.339-2.354.
- Paradelo, R.; Virto, I.; Chenu, C. (2015). Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 202, 98-107.
- PEMAR (2015) *Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Secretaría de Estado de Medio Ambiente.
- Peregrina, F.; Pérez-Álvarez, E.P.; García-Escudero, E. (2012). Efecto de dos tipos de cubiertas vegetales en la asimilación de carbono por la biomasa aérea y en el secuestro de carbono del suelo de un viñedo de la D. O. La Rioja (España). En *Remedia Workshop 2012*. Bilbao. <http://www.redremedia.org/events/images/stories/ponencias/orales/suelo-planta/8_peregrina_fernando.pdf>.
- Piccoli, I.; Chiarini, F.; Carletti, P.; Furlan, L.; Lazzaro, B.; Nardi, S.; Berti, A.; Sartori, L.; Dalconi, M.C.; Morari, F. (2016). Disentangling the effects of conservation agriculture practices on the vertical distribution of soil organic carbon. Evidence of poor carbon sequestration in North- Eastern Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 230, 68–78.
- Plaza-Bonilla, D.; Álvaro-Fuentes, J.; Arrúe, J.L.; Cantero-Martínez, C. (2014). Tillage and nitrogen fertilization effects on nitrous oxide yield-scaled emissions in a rainfed Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 189, 43–52
- Plaza-Bonilla, D.; Cantero-Martínez, C.; Viñas P.; Álvaro-Fuentes, J. (2013). Soil aggregation and organic carbon protection in a no-tillage chrono sequence under Mediterranean conditions. *Geoderma* 193–194, 76–82.

- Plaza-Bonilla, D.; Nolot, J.M.; Passot, S.; Didier Raffailac, D.; Justes, E. (2016b). Grain legume-based rotations managed under conventional tillage need cover crops to mitigate soil organic matter losses. *Soil & Tillage Research* 156, 33–43.
- Pleguezuelo C.R.R.; Zuazo V.H.D. Raya A.M.; Martínez J.R.F.; Rodrigues B.C. (2009) High reduction of erosion and nutrient losses by decreasing harvest intensity of lavender grown on slopes, *Agron. Sustain. Dev.* 29, 363–370.
- Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. (eds.) (2003). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 3ª ed. Mundi-Prensa, Madrid, 929 p.
- Quemada, M. (2004). Predicting crop residue decomposition using moisture adjusted time scales. *Nutrient Cycling in Agrosystems* 70, 283-291.
- Ramos, M. E.; Benítez, E.; García, P.A.; Robles, A.B. (2010) Cover crops under different managements vs. frequent tillage in almond orchards in semiarid conditions: effects on soil quality. *Appl Soil Ecol* 44,6–14.
- Rodríguez-Murillo, J.C. (2001). Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biol Fertil Soils* 33, 53–61.
- Roig, N.; Sierra, J.; Nadal, M.; Martí, E.; Navalón-Madrigal, P.; Schuhmacher, M.; Domingo, J.L. (2012). Relationship between pollutant content and ecotoxicity of sewage sludges from Spanish wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* 425, 99- 109.
- Ronal, E.; Yovo, D.; Brüggemann, N.; Jesse, N.; Huat, J.; Evariste Ago, E.; Kossi Agbossou, E. (2016) Reducing soil CO₂ emission and improving upland rice yield with no-tillage, straw mulch and nitrogen fertilization in northern Benin. *Soil and Tillage Research* 156, 44-53.
- Roy, K.S.; Bhattacharyya, P.; Neogi, S.; Rao, K.S.; Adhya, T.K. (2012). Combined effect of elevated CO₂ and temperature on dry matter production, net assimilation rate, C and N allocations in tropical rice (*Oryza sativa* L.). *Field Crops Research* 139, 71–79
- Sainju, U.M.; Senwo, Z.N.; Nyakatawa, E.Z.; Tazisong I.A.; Reddy K.C. (2008). Soil carbon and nitrogen sequestration as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilizer sources. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127, 234-240.
- Sainju, U.M., Whitehead, W.F., Singh, B.P. (2003). Cover crops and nitrogen fertilization effects on soil aggregation and carbon and nitrogen pools. *Can. J. Soil Sci.* 83, 155–165.
- Sánchez, B.; Álvaro-Fuentes, J.; Cunningham, R.; Iglesias, A. (2016). Towards mitigation of greenhouse gases by small changes in farming practices: understanding local barriers in Spain. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 21 (7), 995-1028.
- Santos, A.; Bustamante, M.A.; Moral, R.; Bernal, M.P. (2016). Carbon conservation strategy for the management of pig slurry by composting: Initial study of the bulking agent influence. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 21,1093–1105. DOI 10.1007/s11027-014-9593-0.
- Schjøning, P.; de Jonge, L.W.; Munkholm, L.J.; Moldrup, P.; Christensen, B.T.; Olesen, J.E. (2012). Clay dispersibility and soil friability testing the soil clay-to-carbon saturation concept. *Vadose Zone J.* 11, 174–187. doi:http://dx.doi.org/10.2136/ vjz2011.0067.
- Seremesic, S.; Milosev, D.; Djalovic, I.; Zeremski, T.; Ninkov, J. (2011). Management of soil organic carbon in maintaining soil productivity and yield stability of winter wheat. *Plant Soil Environ.* 57 (5), 216–221.
- Shahzad, M.; Farooq, M.; Jabran, K.; Hus, M. (2016). Impact of different crop rotations and tillage systems on weed infestation and productivity of bread wheat. *Crop Protection* 89, 161-169
- Sierra B, C.; Rojas W, C. (2002). La materia orgánica y su efecto como enmienda y mejorador de la productividad de los cultivos. *Informe Técnico Estación Experimental Intihuasi*, Instituto de Investigaciones Agropecuarias INIA, La Serena. 20 p.
- Smith, J.U.; Smith, P.; Wattenbach, M.; Zaehle, S.; Hiederer, R.; Jones, R.J.A.; Montanarella, L.; Rounsevell, M.; Reginster, I.; Ewert, F. (2005). Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990–2080. *Glob Change Biol* 11 2141–2152.
- Smith, P. (2008). Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutr Cycl Agroecosys* 81,169–178.
- Smith, P. (2004) Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *Europ. J. Agronomy* 20, 229–236.
- Smith, P.; House, J.I.; Bustamante, M.; Sobocká,J.; Harper,R.; Pan, G.; West, P.C.; Clark, J.M.; Adhya, T.; Rumpel, C.; Paustian, K.; Kuikman, P.; Cotrufo, M.F.; Elliott, J.A.; McDowell, R.; Griffiths, R.I.; Asakawa, S.; Bondeau, A.; Jain, A.K.; Meersmans, J.; Pugh, T.A.M. (2016). Global change pressures on soils from land use and management *Glob. Change Biol.*, 22 (3), 1008-1028. DOI: 10.1111/gcb.13068
- Smith, P.; Smith, J.U.; Powlson, D.S. (2001). *Soil Organic Matter Network (SOMNET): 2001 Model and Experimental Metadata*. GCTE Report 7, Second Edition, GCTE Focus 3, Wallingford, Oxon, 223 pp.
- Smith, P.; Powlson, D. S.; Smith, J.U.; Falloon, P.; Coleman, K. (2000). Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. *Global Change Biology* 6, 525-539.
- Sofa, A.; Unzo, V.; Palese, A.M.; Xiliyannis, C.; Celano, G.; Zukowskyj, P.; Dichio, B. (2005). Net CO₂ storage in mediterranean olive and peach orchards. *Scientia Horticulturae* 107, 17–24.

- Specka, X.; Nendel, C.; Hagemann, U.; Pohla, M.; Hoffmann, M.; Barkusky, D.; Augustin, J.; Sommer, M.; van Oost, K. (2016). Reproducing CO₂ exchange rates of a crop rotation at contrasting terrain positions using two different modelling approaches. *Soil & Tillage Research* 156, 219–229.
- Testi, L.; Orgaz, F.; Villalobos, F.J. (2008). Carbon exchange and water use efficiency of a growing, irrigated olive orchard. *Environ Exp Bot* 63, 168–177.
- VanderZaag, A.C.; MacDonald, J.D.; Evans, L.; Vergé, X.P.C.; Desjardins, R.L. (2013). Towards an inventory of methane emissions from manure management that is responsive to changes on Canadian farms. *Environ Res Lett* 8, 035008.
- Vleeshouwers, L.M.; Verhagen, A. (2002). Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Glob Change Biol* 8, 519–530.
- Voroney, R.P.; Paul, E.A.; Anderson, D.W. (1989). Decomposition of wheat straw and stabilization of microbial products. *Can. J. Soil Sci.*, 69, 63-77.
- Ward, P.R.; Flower, K.C.; Cordingley, N.; Weeks, C.; Micin, S.F. (2012). Soil water balance with cover crops and conservation agriculture in a Mediterranean climate. *Field Crops Research* 132, 33-39.
- Wei, X.R.; Huang, L.Q.; Xiang, Y.F.; Shao, M.G.; Zhang, X.C.; Gale, W. (2014). The dynamics of soil OC and N after conversion of forest to cropland. *Agric. For. Meteorol.* 194, 188–196.
- Zhang, X.; Sun, N.; Wu, L.; Xu, M.; Bingham, I.J.; Li, Z. (2016). Effects of enhancing soil organic carbon sequestration in the topsoil by fertilization on crop productivity and stability: Evidence from long-term experiments with wheat-maize cropping systems in China. *Science of the Total Environment* 562, 247–259.
- Zhao, Y-N.; He X-H.; Huang, X-C.; Zhang, Y-Q.; Jun Shi, X-J. (2016). Increasing Soil Organic Matter Enhances Inherent Soil Productivity while Offsetting Fertilization Effect under a Rice Cropping System. *Sustainability* 8, 879; DOI:10.3390/su8090879

3.2 Mejoras de productividad por el aumento del contenido de carbono orgánico de los suelos

- Armengot, L.; José-María, L.; Chamorro, L.; Sans, F.X. (2013). Weed harrowing in organically grown cereal crops avoids yield losses without reducing weed diversity. *Agronomy for sustainable development*, 33(2), 405-411.
- Bauer, A.; Black, A. L. (1994). Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 185-193.
- Biau, A.; Santiveri, F.; Mijangos, I.; Lloveras, J. (2012). The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. *European journal of soil biology*, 53, 56-61.
- Carbonell-Bojollo, R.; González-Sánchez, E.J.; Veróz-González, O.; Ordóñez-Fernández, R. (2011). Soil management systems and short term CO₂ emissions in a clayey soil in southern Spain. *Sci. Total Environ.* 409, 2929–2935.
- Crabtree, B. (2010). *Search for Sustainability with No-Till Bill in Dryland Agriculture*. Crabtree Agricultural Consulting, Australia.
- FAO (2015). *The main principles of conservation agriculture*. <http://www.fao.org/ag/ca/1b.html>. Último acceso 5/11/2016.
- Fernández-Ugalde, O.; Virto, I.; Bescansa, P.; Imaz, M.J.; Enrique, A.; Karlen, D.L. (2009). No-tillage improvement of soil physical quality in calcareous, degradation prone, semiarid soils. *Soil Till. Res.* 106, 29–35.
- Gil, M. V.; Carballo, M.T.; Calvo, L.F. (2008). Fertilization of maize with compost from cattle manure supplemented with additional mineral nutrients. *Waste Management*, 28(8), 1432-1440.
- Gragera-Facundo, J.; Daza-Delgado, C.; Gil-Torrvalvo, C.G.; Gutiérrez-Perera, J.M.; Esteban-Perdigón, A. (2010). Comparing the Yield of Three Pepper Cultivars in Two Growing Systems, Organic and Conventional, in Extremadura (Spain). In *XXVIII International Horticultural Congress on Science and Horticulture for People (IHC2010): International Symposium on 933* (pp. 131-135).
- Herencia, J.F.; Ruiz, J.C.; Melero, S.; Garcia Galavis, P.A.; Maqueda, C. (2008). A short-term comparison of organic v. conventional agriculture in a silty loam soil using two organic amendments. *The Journal of Agricultural Science*, 146(6), 677–687. doi: 10.1017/S0021859608008071.
- Herencia, J.F.; Ruiz-Porras, J.C.; Melero, S.; Garcia-Galavis, P.A.; Morillo, E.; Maqueda, C. (2007). Comparison between organic and mineral fertilization for soil fertility levels, crop macronutrient concentrations, and yield. *Agron. J.* 99, 973–983. doi: 10.2134/agronj2006.0168.
- Hernanz, J.L.; López, R.; Navarrete, L.; Sanchez-Giron, V. (2002). Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil and Tillage Research*, 66(2), 129-141.
- Kassam, A.; Friedrich, T.; Derpsch, R.; Lahmar, R.; Mrabet, R.; Basch, G.; González-Sánchez, E.J.; Serraj, R. (2012). Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate. *Field Crops Research*, 132, 7-17.
- Lampurlanés, J.; Plaza-Bonilla, D.; Álvaro-Fuentes, J.; Cantero-Martínez, C. (2016). Long-term analysis of soil water conservation and crop yield under different tillage systems in Mediterranean rainfed conditions. *Field Crops Research*, 189, 59-67.
- Martínez, E.; Fuentes, J.P.; Acevedo, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 8(1), 68-96.

- Melero, S.; López-Bellido, R.J.; López-Bellido, L.; Muñoz-Romero, V.; Moreno, F.; Murillo, J.M. (2011). Long-term effect of tillage, rotation and nitrogen fertiliser on soil quality in a Mediterranean Vertisol. *Soil and Tillage Research*, 114(2), 97-107.
- Melero, S.; Porras, J.C.R.; Herencia, J.F.; Madejon, E. (2006). Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management. *Soil and Tillage Research*, 90(1), 162-170.
- Montanaro, G.; Celano, G.; Dichio, B.; Xiloyannis, C. (2010). Effects of soil-protecting agricultural practices on soil organic carbon and productivity in fruit tree orchards. *Land Degradation & Development*, 21(2), 132-138.
- Ordóñez Fernández, R.; González Fernández, P.; Giráldez Cervera, J.V.; Perea Torres, F. (2007). Soil properties and crop yields after 21 years of direct drilling trials in southern Spain. *Soil and Tillage Research*, 94(1), 47-54.
- Pardo, G.; Perea, F.; Martínez, Y.; Urbano, J.M. (2014). Economic profitability analysis of rainfed organic farming in SW Spain. *Outlook on Agriculture*, 43(2), 115-122.
- Reeves, D.W. (1997). The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research*, 43(1), 131-167.
- Sanchez, J.E.; Harwood, R.R.; Willson, T.C.; Kizilkaya, K.; Smeenk, J.; Parker, E.; Paul, E.A.; Kzenek, B.D.; Robertson, G.P. (2004). Managing soil carbon and nitrogen for productivity and environmental quality. *Agronomy Journal*, 96(3), 769-775.
- Seremesic, S.; Milosev, D.; Djalovic, I.; Zeremski, T.; Ninkov, J. (2011). Management of soil organic carbon in maintaining soil productivity and yield stability of winter wheat. *Plant Soil Environ*, 57(5), 216-221.