

Informe técnico de las acciones desarrolladas para el proyecto de innovación “Tejiendo redes para la innovación agroecológica y recuperación de la Huerta de Murcia”

OE4. PROMOVER LA MINIMIZACIÓN DEL USO DE RECURSOS Y DE LA GENERACIÓN DE RESIDUOS EN LAS PARCELAS DEL PROYECTO

Acción 4.2. Guía sobre la prevención de la degradación del suelo y la generación de compost



CONTENIDO

1	PREMISAS.....	1
2	IMPORTANCIA DEL SUELO COMO RECURSO NATURAL	2
3	IMPORTANCIA DE LOS MICROORGANISMOS DEL SUELO	6
4	ÍNDICES DE CALIDAD DEL SUELO	8
5	MATERIA ORGÁNICA DE LOS SUELOS. IMPORTANCIA	10
6	DEGRADACIÓN EN SUELOS DE CLIMA SEMIÁRIDO: INTERÉS Y PROBLEMÁTICA	13
7	AMENAZAS SOBRE LA SOSTENIBILIDAD, CALIDAD Y SALUD DE LOS SUELOS SEMIÁRIDOS. PÉRDIDA DE MATERIA ORGÁNICA	17
7.1	Viento	18
7.2	Manejo	18
7.3	Abandono	19
7.4	Contaminación.....	20
7.5	Cambio climático.....	20
8	RESTAURACIÓN DE SUELOS SEMIÁRIDOS DEGRADADOS CON ENMIENDAS ORGÁNICAS. TIPOS DE ENMIENDAS ORGÁNICAS Y SU CALIDAD	24
9	TIPOS DE ENMIENDAS ORGÁNICAS	28
9.1	Composts.....	28
9.2	Estiércol Animal	29
9.3	Residuo Vegetal	30
9.4	Residuos Sólidos Urbanos (RSU)	30
9.5	Lodos de depuradora (Biosólidos)	31
9.6	Abono verde	32
10	SELECCIÓN DE LA ENMIENDA ORGÁNICA	32
11	LOS RESIDUOS ORGANICOS Y SU PROCESO DE ESTABILIZACION: COMPOSTAJE	33
12	PROCESO DE COMPOSTAJE (BIOESTABILIZACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS)	35
12.1	Estabilización de la materia orgánica y aspectos micro-biológicos	37
13	BENEFICIOS EN EL SUELO RESTAURADO TRAS LA ENMIENDA ORGÁNICA	38
13.1	Efectos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo	38
13.2	Efectos sobre las propiedades microbiológicas y bioquímicas del suelo	40
14	EL COMPOSTAJE DOMICILIARIO Y/O COMUNITARIO: UNA OBLIGACIÓN Y UNA NECESIDAD CON NUESTROS RESIDUOS DOMÉSTICOS	44
14.1	Apostando por el compostaje	45
14.2	Más sobre el proceso de compostaje	46

14.3	Compostaje a nivel domiciliario o comunitario	47
14.4	El compostador.....	48
14.5	Haciendo compost: el proceso a nivel domiciliario	49
14.6	El proceso de compostaje: guía	50
14.7	Importante: materiales que se pueden compostar y cuáles no	51
15	USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST) EN SUELOS.....	53
16	CONCLUSIONES	55
17	ALGUNAS REFERENCIAS DE INTERÉS.....	56

Guía sobre la prevención de la degradación del suelo y la generación de compost

1 PREMISAS

Este trabajo se realiza teniendo en cuenta las siguientes premisas:

1) Somos conscientes de la importancia de los suelos, al ser un recurso natural imprescindible para la vida, y la necesidad de Conservarlo y Protegerlo, tal y como señala el Parlamento Europeo en su Resolución del pasado 15 de abril del 2021.

2) Los suelos están sufriendo amenazas que provocan su degradación e incluso, su desertificación. En el caso de la agricultura, procesos de erosión, el abandono de suelos agrícolas, la sobreexplotación, o la contaminación de suelos, junto a aspectos negativos derivados del cambio climático, conlleva sin duda a la degradación de suelos.

3) La agricultura basada en una falta de sostenibilidad, es también una de las causas de degradación de suelos; ello incide negativamente en la fertilidad edáfica de los mismos, en su biodiversidad y en su escasez de productividad.

4) Los procesos de degradación de suelos, sobre todo los que provoca la erosión de los mismos, conducen a una pérdida de materia orgánica, y por tanto, de la fertilidad de dichos suelos. El binomio materia orgánica y fertilidad de suelos es algo indudable.

5) El cambio hacia una agricultura inteligente, capaz de adaptarse al cambio climático, y sobre todo, sostenible, pasa por dar entrada al "orgánico", cada vez con una mayor presencia en la agricultura.

6) El aprovechamiento de residuos orgánicos de calidad, sometidos a adecuados tratamientos de estabilización e higienización, como el compostaje, son necesarios. Este manejo permite además secuestrar C en los suelos, y mitigar el cambio climático

7) El compostaje domiciliario y/o comunitarios, personalizado según las propias necesidades, es una opción ambientalmente coherente, y socialmente aceptable, para poder incidir positivamente en aspectos como la mitigación del cambio climático, como en la reducción de residuos orgánicos, en particular, de los de origen domésticos.

8) El conocimiento para uso de compost en los suelos, se revela fundamental para poder sacar el mejor partido posible a este tipo de experiencias. Los suelos con enmiendas orgánicas consiguen mejorar propiedades físicas, químicas, biológicas y microbiológicas en los suelos receptores; así como ayudar en el secuestro de carbono.

2 IMPORTANCIA DEL SUELO COMO RECURSO NATURAL

El suelo es un recurso natural, indispensable para la vida en el planeta, formado a lo largo de miles de años a partir de la roca madre, a través de procesos físicos, químicos y biológicos en los que dicha roca es meteorizada en fragmentos e incorporada junto con restos orgánicos de organismos vegetales y animales (edafogénesis). Por tanto, dado el largo periodo de tiempo necesario para su formación, podemos considerar al suelo como un recurso no renovable, al menos en una escala temporal humana, y de ahí la necesidad de protegerlo y conservarlo para las generaciones presentes y futuras.

El suelo es un elemento natural muy complejo que puede presentar muchas variantes dependiendo de la orografía y clima de la región geográfica, de las transformaciones y manejo a que haya sido sometido por el ser humano, etc. Está constituido por materia mineral (arena, limo y partículas arcillosas), materia orgánica, aire, agua (Cooperband, 2002) y organismos vivos (lombrices, algas, bacterias y hongos), entre los que se establece un intercambio continuo mediante procesos físicos, químicos y biológicos. La composición y función de cada una de estas fracciones se indican en la Tabla 1.

Por tanto, no es un ente estático, sino que mantiene un equilibrio dinámico con el medio que le rodea, con procesos continuos de síntesis y degradación, derivados fundamentalmente de la actividad de su biota y de su acción sobre los compuestos orgánicos. El suelo necesita de unas condiciones mínimas adecuadas que le permitan llevar a cabo sin problemas aquellas funciones suficientes para su mantenimiento y conservación, así como para la producción de alimentos, y para el mantenimiento de la calidad ambiental local, regional y global (Doran y col., 1999), y de esto dependerá el mantenimiento de su calidad y fertilidad.

Fracción suelo	Composición	Función
Mineral	Arena+limo+arcillas.	Textura
Agua	Minerales disueltos	Principal fuente de agua y nutrientes
Aire	O ₂ , N ₂ , CO, CO ₂	Proporciona el oxígeno necesario para las raíces de las plantas y microorganismos
Materia orgánica	Restos de animales y plantas en diferentes estadios de descomposición	Principal fuente de C y nutrientes

Tabla 1. Composición y función de las diferentes fracciones del suelo

Los servicios proporcionados por el suelo están principalmente determinados por sus tres propiedades (textura, mineralogía y materia orgánica), las cuales, juntas, forman el capital natural del suelo (Palm y col., 2007). La textura y mineralogía son propiedades inherentes del suelo, que se heredan de los materiales originales que lo forman y que solo cambian muy lentamente con el tiempo, mientras que la materia orgánica, en su estado natural, alcanza el equilibrio con el ambiente del suelo del cual forma parte, pero responde rápidamente a los cambios inducidos por el hombre, por lo tanto, su gestión es fundamental para la sostenibilidad de éste (Figura 1).

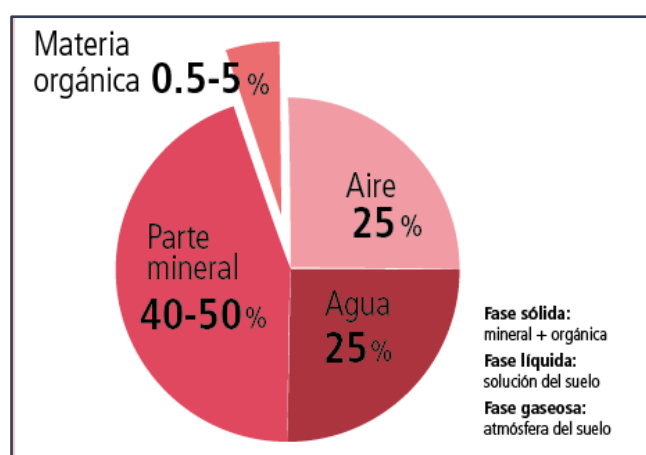


Figura 1. Proporciones de las diferentes fracciones que forman el suelo. Fuente: Red agrícola (Marzo 2017)

La importancia del suelo radica en las esenciales funciones que desempeña, siendo la base no sólo para la agricultura y para los diferentes ecosistemas, sino que de él depende toda la vida del planeta. De acuerdo con Doran y Safley (1997) estas funciones las podemos agrupar en:

a) Ecológicas:

- Es el soporte físico de una vegetación estable y de la producción de biomasa (comida, fibra, energía).
- Juega un papel crítico en el mantenimiento de la calidad del aire y de los ecosistemas, debido a su capacidad de filtrar, amortiguar y transformar compuestos tóxicos para proteger el ambiente y los nacimientos de agua de la contaminación.
- Desempeña un papel esencial en el almacenamiento de agua y nutrientes para las plantas y microorganismos, proporcionándoles un hábitat adecuado, al tiempo que es un reservorio genético para plantas, animales y organismos que deben ser protegidos de la extinción.

b) Relacionadas con la actividad humana:

- Constituye un medio físico que sirve de base espacial para estructuras técnicas e industriales y actividades socioeconómicas.
- Es fuente de materia prima y suplemento de agua, arcilla, arena, grava, y minerales, entre otros.
- Es parte de la herencia cultural al contener restos arqueológicos y paleontológicos importantes para preservar la historia de la tierra y de la humanidad.

El suelo juega un importantísimo papel en la sostenibilidad de los ecosistemas, tanto naturales como agrarios, en los que constituye un reservorio temporal en el ciclo del agua, a la que filtra y depura en su recorrido hacia los acuíferos. Además, sirve de soporte a todos los seres vivos del ecosistema, vegetales y animales, a los que suministra el agua y los nutrientes que necesitan para el desarrollo completo de su ciclo vital. La calidad del suelo se relaciona con su capacidad para desarrollar estas funciones en el ecosistema. Todas ellas dependen en gran medida del contenido en materia orgánica cuyo componente principal es el carbono orgánico.

Para destacar su importancia, 2015 fue declarado Año Internacional de los Suelos por las Naciones Unidas. Se destacaron aspectos tan importantes como:

a) La tierra saludable alimenta al mundo

El suelo es donde comienza la alimentación. Compuesto de minerales, agua, aire y materia orgánica, el suelo proporciona el ciclo de nutrientes primarios para la vida vegetal y animal y actúa como una base para la alimentación, combustibles, fibras y productos médicos, así como para muchos servicios ecosistémicos esenciales.

b) El suelo, como el petróleo o el gas natural, es un recurso finito

El suelo es un recurso natural no renovable - su pérdida no es recuperable en el marco de tiempo de una vida humana. Un centímetro de suelo puede tardar cientos de miles de años en formarse desde la roca madre, pero este centímetro de suelo puede desaparecer en el plazo de un año a través de la erosión.

Las malas prácticas agrícolas como laboreo intensivo, eliminación de la materia orgánica, irrigación excesiva utilizando agua de mala calidad y el uso excesivo de fertilizantes, herbicidas y pesticidas, agotan los nutrientes del suelo más rápido de lo que son capaces de formarse, lo que lleva a la pérdida de la fertilidad del suelo y a la degradación del mismo.

c) El suelo puede mitigar el cambio climático

El suelo constituye la mayor reserva de carbono orgánico terrestre, más del doble de la cantidad almacenada en la vegetación. Además de ayudar a suministrar agua potable, evitar la desertificación y proporcionar resiliencia a las inundaciones y la sequía, el suelo mitiga el cambio climático a través del secuestro de carbono y la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero.

d) El suelo es un ser vivo, lleno de vida

El suelo alberga la cuarta parte de la diversidad biológica del planeta. Hay literalmente miles de millones de microorganismos tales como bacterias, hongos y protozoos en el suelo, así como miles de insectos, ácaros y gusanos. Hay más organismos en una cucharada de suelo sano que gente en el planeta.

e) Invertir en la gestión sostenible de los suelos tiene sentido económico y ambiental

La gestión sostenible del suelo cuesta menos que la rehabilitación o la restauración de las funciones del suelo. La sostenibilidad implica, tanto altos rendimientos que se pueden mantener en el tiempo, como un impacto medioambiental aceptable de la gestión agrícola. Así Tilman y col., (2002) definen una gestión "agrícola sostenible" como aquella gestión que permite satisfacer las necesidades actuales y futuras de la sociedad en materia de alimentos, piensos, servicios del ecosistema y salud, maximizando el beneficio neto para la población.

3 IMPORTANCIA DE LOS MICROORGANISMOS DEL SUELO

La mayoría de la biomasa viviente de nuestro planeta se alberga en el suelo, dónde los microorganismos emplean la materia orgánica o mineral como fuente de nutrientes y energía. Es por ello, que los microorganismos desempeñan un papel fundamental en los suelos, ya que son los últimos responsables del estado de la materia orgánica y, en general, del desarrollo y funcionalidad de un ecosistema terrestre (Simth y Panpendick, 1993).

Unas de las funciones más importantes de los microorganismos del suelo consiste en descomponer las diversas clases de materia orgánica de origen vegetal o animal: estiércol, rastrojos, hojas, raíces, restos de animales, productos del metabolismo humano y animal, fertilizantes, etc....La capacidad de un suelo para descomponer restos vegetales está substancialmente controlada por la abundancia, composición (ej. relación hongos:bacteria) y actividad de las comunidades microbiológicas del suelo y por las interacciones microorganismos del suelo-planta (Ochoa-Hueso y col., 2019). Los hongos descomponen residuos de baja calidad y compuestos orgánicos recalcitrantes más eficientemente que las bacterias (van der Wal y col., 2013) y por lo tanto, se asocian a suelos en condiciones de menor fertilidad y más sequedad (Schwinning y Sala, 2004). Por otro lado, las bacterias prosperan en ambientes dónde domina las entradas de formas más lábiles de C (Fierer y col., 2012).

Los microorganismos del suelo actúan en general, a través de actividades extracelulares hidrolíticas capaces de descomponer compuestos complejos en estructuras más sencillas (glucosa, almidón, etc...) que pueden ser empleados como nutrientes por ellos mismos y otros organismos. Intervienen activa y directamente en ciclos geoquímicos de nutrientes, como el del C, el del N, el del P y el del S, que son los más conocidos, estableciendo con ello las condiciones idóneas para el desarrollo de una cobertura vegetal estable. También intervienen en una buena cantidad de procesos y reacciones que tienen que ver con la nutrición vegetal, como por ejemplo, en la tasa neta de mineralización del N (N min) que es un factor crítico en la disponibilidad de nitrógeno en el suelo para el crecimiento vegetal. Los cambios en la biomasa microbiana del suelo tienen un profundo impacto sobre el Nmin.

Así, las variaciones en Nmin del suelo se atribuyen en primer lugar a cambios en la biomasa microbiana del suelo seguidos por cambios en el uso del suelo (Li y col., 2018). Además, los microorganismos al morir, enriquecen el suelo y aumentan su fertilidad.

Por otro lado, esta actividad microbiológica puede estar afectada por numerosos factores que en último término dependen de la estructura del suelo, tales como la humedad, temperatura, etc. Ya que la humedad del suelo es un fuerte determinante de la actividad microbiológica del mismo (Schwinning y Sala, 2004), también se puede esperar que cambios en la disponibilidad de agua, asociados con el cambio climático previsto, influyan en la descomposición de los residuos orgánicos (García-Palacios y col., 2013).

La actividad de los microorganismos del suelo es determinante en la ganancia o pérdida de fertilidad de los suelos, así como en la velocidad con que se puede restaurar un suelo deteriorado, y en la posibilidad de que pueda ser restaurado. El cambio climático global afectará a estos procesos de forma que es necesario conocer mejor en qué medida los puede deteriorar. A su vez, el suelo se encuentra sometido cada vez a una mayor presión, debido al aumento de la población mundial. Por este motivo, es de gran importancia conocer cómo los cambios en el uso del suelo, pueden afectar al pool de microorganismos que viven en él, ya que estos ayudan a mantener su fertilidad.

El estado biológico del suelo es el que se ve afectado en primer lugar cuando el suelo sufre alguna degradación, y como consecuencia se ve disminuido el poder productivo del mismo. Es importante destacar la relevancia de los microorganismos y de su actividad en la calidad de un suelo, y, por tanto, en su conservación y mantenimiento, así como en su recuperación cuando se encuentra sometido a procesos degradativos. Los suelos degradados presentan una baja actividad microbiana cuando se comparan con aquellos que han sufrido acción antrópica intensiva.

Los efectos directos de la sequía están frecuentemente asociados con una reducción en las tasas de descomposición, debido a efectos inhibitorios sobre la actividad y biomasa microbiana (Sanaullah y col., 2012; Walter y col., 2013) mientras que, en cambio, un incremento en las precipitaciones resulta en un aumento de la actividad microbiana e inmovilización de nutrientes (Sponseller, 2007), resultando en mayor descomposición (Djukic y col., 2018). La escasa actividad microbiana de los suelos degradados incidirá negativamente en su calidad, fertilidad, y productividad natural, ya que los ciclos biogeoquímicos de los elementos importantes en el suelo se desarrollan en los suelos degradados con enorme dificultad.

4 ÍNDICES DE CALIDAD DEL SUELO

El suelo es un recurso indispensable para la vida que permite el desarrollo de plantas, los animales y el hombre. Según Atlas y Bartha (2002) y Nannipieri y col., (2003) “el suelo es un sistema estructurado, heterogéneo y discontinuo, fundamental e irremplazable, desarrollado a partir de una mezcla de materia orgánica, minerales y nutrientes capaces de sostener el crecimiento de los organismos y microorganismos”. Sin embargo, la calidad del suelo no es fácil de definir. En los últimos años se han propuesto nuevas definiciones que integran las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos, así como su capacidad para ser sostenibles, producir alimentos sanos y mitigar la polución medioambiental.

La calidad del suelo se considera como una medida de su capacidad para funcionar adecuadamente en relación con su uso específico (Gregorich y col., 1994). Sin embargo, definiciones posteriores de calidad del suelo se basan en varias de sus funciones y no solo en su uso específico.

Así, el Comité para la Salud del Suelo de la Soil Science Society of America sintetizó esta definición como “la capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de las plantas y los animales, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua, y sostener la salud humana y el hábitat” (García y col., 2012).

Como no existen criterios universales para evaluar los cambios en la calidad del suelo, surgen “indicadores” que son atributos edáficos sensibles al manejo y a las condiciones edafoclimáticas, entre otras características, que permiten valorar su estado (García y col., 2012).

Pero, ¿qué condiciones deben cumplir los indicadores de calidad del suelo? Ya que existen muchas propiedades alternativas para evaluar la calidad del suelo, Larson y Pierce (1991); Doran y Parkin (1994) y Seybold y col., (1997) plantearon un conjunto mínimo de propiedades del suelo para ser usadas como indicadores y evaluar los cambios que ocurren en el suelo a lo largo del tiempo. La identificación efectiva de indicadores apropiados para evaluar la calidad del suelo depende del objetivo, que debe considerar los múltiples componentes de la función del suelo, en particular el productivo y el ambiental (Bautista y col., 2004).

Los indicadores físicos de la calidad del suelo varían de acuerdo con las características predominantes del lugar y el manejo, lo cual es válido también para los indicadores químicos y biológicos. En la siguiente Tabla (Tabla 2) se muestran los indicadores que más se emplean a nivel mundial.

Indicador	Relación con las funciones y condiciones del suelo
Físicos	
Textura del suelo	Retención y transporte de agua y compuestos químicos; erosión del suelo
Profundidad del suelo	Estimación del potencial productivo y de erosión
Infiltración y densidad aparente	Potencial de lixiviación; productividad y erosión
Capacidad de retención hídrica	Relacionado con el contenido de humedad transporte y erosión
Estabilidad de agregados	Erosión potencial de un suelo, infiltración de agua
Químicas	
Materia orgánica (C y N orgánico)	Fertilidad del suelo, estabilidad y grado de erosión. Potencial productivo
pH	Actividad química y biológica, límites para el crecimiento de las plantas y actividad microbiana
Conductividad eléctrica	Actividad microbiana y de las plantas, límites para el crecimiento de las plantas y la actividad microbiana
P, N y K extraíble	Disponibilidad de nutrientes para las plantas y pérdida potencial de N, indicadores de productividad y calidad ambiental
Capacidad de intercambio catiónico	Fertilidad del suelo y potencial productivo
Metales pesados disponibles	Niveles de toxicidad para el crecimiento de la planta y la calidad del cultivo
Biológicas	
Biomasa microbiana (C y N)	Potencial catalizador microbiano y reposición de C y N
N potencial mineralizable	Productividad del suelo y aporte potencial de N
Respiración edáfica, contenido de agua, temperatura del suelo	Medición de la actividad microbiana
Número de lombrices	Relacionado con la actividad microbiana
Rendimiento del cultivo	Producción potencial del cultivo, disponibilidad de nutrientes

Tabla 2. Conjunto de indicadores físicos, químicos y biológicos de la calidad del suelo.
Fuente: De Chen (2000) modificado por Acevedo y col., 2005

Todo tipo de vida depende de la calidad del suelo para su supervivencia, por lo que su protección es fundamental. Por ello es importante contar con indicadores que permitan evaluar su calidad y de esta forma aplicar un manejo adecuado del suelo.

5 MATERIA ORGÁNICA DE LOS SUELOS. IMPORTANCIA

Se conoce como materia orgánica del suelo a un conjunto de residuos orgánicos de origen animal y/o vegetal, que están en diferentes etapas de descomposición, y que se acumulan tanto en la superficie como dentro del perfil del suelo (Rosell, 1999). Además, incluye una fracción viva, o biota, que participa en la descomposición y transformación de estos residuos orgánicos (Aguilera, 2000).

Durante su génesis, los animales muertos, así como el material vegetal empiezan a descomponerse tan pronto como son incorporados al suelo. Lombrices de tierra, escarabajos, colémbolos, macro y meso fauna, comienzan a romper los trozos grandes de detritus en trozos pequeños. Al mismo tiempo, la población microbiana incrementa, así como los subproductos microbianos (Plaza y col., 2013; Courtier-Murias y col., 2013; Lehman and Kebler, 2015). Estos microorganismos, que consumen también restos vegetales y animales, después mueren, incorporándose a formar parte de la materia orgánica. La mayoría de ésta se localiza cerca de la superficie del suelo, más que en profundidad (Cooperband, 2002).

También, las raíces de las plantas se convierten en materia orgánica a medida que sus células se desprenden o mueren (Cooperband, 2002). Estas, también juegan un importante papel, controlando la dinámica de la materia orgánica del suelo a través de sus efectos sobre la agregación y el movimiento del C en profundidad. Las entradas de C de la planta al suelo a través de la exudación de las raíces es una de las principales fuentes de carbono disponible para los microorganismos (Luo y col., 2014).

La materia orgánica desempeña un papel clave en el desarrollo y funcionamiento de los ecosistemas terrestres, así, tanto la calidad como la cantidad de la materia orgánica es bastante importante. La calidad de la materia orgánica está relacionada con el proceso implicado en su formación (humificación) y con el material del cual procede. Respecto a la cantidad, la materia orgánica en el suelo debería ser casi constante, existiendo un balance entre el aporte de restos de origen animal y fragmentos vegetales (material dirigido al proceso de humificación) y las pérdidas de materia orgánica produciendo $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ (proceso de mineralización) (Bastida y col., 2008), Figura 2.

La materia orgánica de un ecosistema maduro presenta un estado de evolución permanente, que tiende a alcanzar un equilibrio dinámico cuando las entradas de carbono al suelo, por los aportes de los residuos vegetales y animales, son iguales a las salidas,

debidas a los procesos de mineralización y lixiviación de sus fracciones solubles (Schulze y Freibauer, 2005).

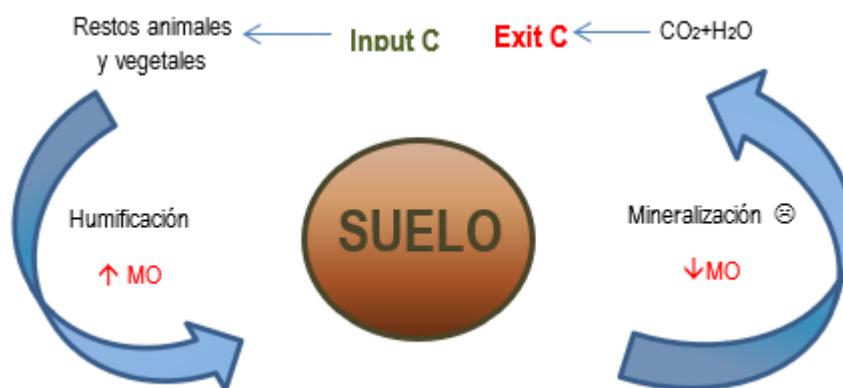


Figura 2. Balance proceso humificación/mineralización de la materia orgánica del suelo

Una alteración de tal equilibrio debido al manejo del suelo (Kandeler y col., 1999; Conant y col., 2004), mal uso o deterioro del terreno (erosión, salinización, alcalinización o degradación del suelo), incremento del uso no agrícola (urbanizaciones y construcciones de autopistas) (Masciandaro y col., 2017) y presiones climáticas, pueden alterar los stocks de C en el suelo y potencialmente causar su degradación, afectando por tanto a la sostenibilidad del planeta.

La materia orgánica del suelo es con frecuencia considerada como el hilo que enlaza las propiedades biológicas, químicas y físicas del suelo, influyendo directamente en su calidad, ya que está implicada en numerosas funciones tal como se indica en la Tabla 3.

Funciones de la materia orgánica en el suelo

1. Almacén y suministro de nutrientes a las plantas (NPK y macronutrientes). Incremento de la capacidad de intercambio catiónico
2. Estabiliza y favorece la agregación de las partículas del suelo
3. Ayuda al suelo a resistir la compactación, favoreciendo la infiltración de agua y reduciendo la escorrentía
4. Ayuda al crecimiento de los cultivos, mejorando la capacidad del suelo para la reserva y difusión del aire y agua, determinado por la mejora en su porosidad, capacidad de retención hídrica y resistencia a la sequía

5. Favorece la penetración de las raíces de las plantas favoreciendo así la absorción de nutrientes y el desarrollo vegetal
6. Fuente de C y energía para los microorganismos del suelo implicados en los ciclos de nutrientes y en la lucha contra enfermedades
7. Reduce el impacto medioambiental negativo de los pesticidas, metales pesados y otros contaminantes

Tabla 3. Funciones de la materia orgánica en el suelo

En función del tiempo de incorporación, la materia orgánica se divide en dos grupos:

Fracciones que se incorporan de forma rápida-media, más fácilmente degradables, que se producen por la despolimerización de la materia orgánica fresca catalizada por las enzimas del suelo. Esta fracción está compuesta por productos químicos de bajo peso molecular que suelen ser solubles en agua (proteínas, ácido ribonucleico, carbohidratos y aminoácidos) y por lo tanto más accesibles por los microorganismos como fuente de energía, C y nutrientes. Esta fracción suele tener un tiempo de residencia medio que abarca desde meses hasta décadas y constituye el 40% del total de la materia orgánica del suelo.

Fracciones más recalcitrantes que se incorporan lentamente. Esta fracción es resistente a la descomposición y representa el reservorio de energía a largo plazo que sirve para sostener el sistema y contribuye a la formación de agregados del suelo y a la resistencia contra la erosión (Grandy y Neff, 2008). Esta fracción tiene un tiempo de residencia de siglos a milenios, y está formada en gran cantidad por sustancias húmicas y otras macromoléculas orgánicas resistentes al ataque microbiano y que están físicamente protegidas por asociaciones superficiales o agregadas con minerales o capas de arcilla (Mikutta y col., 2006). Estas formas de materia orgánica estabilizada pueden actuar como una esponja absorbiendo hasta seis veces su peso en agua (Lewandowski, 2017). Las sustancias húmicas son componentes críticos de larga duración de los sistemas naturales del suelo persistiendo por cientos e incluso miles de años (Mayhew, 2004).

Muchos de los nutrientes usados por las plantas son retenidos en la materia orgánica hasta que los microorganismos del suelo descomponen el material y liberan amonio y otros nutrientes disponibles para las plantas. La materia orgánica del suelo es especialmente importante proporcionando nitrógeno, fósforo, sulfuro y hierro. También afecta al ciclo de los nutrientes por quelación de los mismos (retención química), evitando que se vuelvan insolubles y por tanto no disponibles para las plantas (Lewandowski; 2017).

A pesar de su pequeño porcentaje, la materia orgánica es la base de un suelo saludable y productivo. La fertilidad, la tendencia a la erosión, la compactación del suelo e incluso su resistencia a insectos y enfermedades dependen de la materia orgánica del suelo.

Se reconoce pues la importancia del C orgánico en los suelos (calidad y fertilidad), y la necesidad de que alcance unos valores umbrales suficientes para poder gestionar las funciones que dicho suelo debe hacer. Esa importancia será aún mayor en suelos degradados y frágiles bajo climas semiáridos.

Los ecosistemas áridos y semiáridos tienen escasa vegetación y por tanto menos acumulación de C que otros ecosistemas, pero se estima que contienen el 20% del pool global de C (orgánico+inorgánico) en áreas continentales (Ramussen y col., 2006).

Globalmente, las mayores concentraciones y stocks de C orgánico en el suelo están en humedales y turberas (Köchy y col., 2015). Las concentraciones de C orgánico del suelo en zonas secas son marcadamente inferiores, con frecuencia representa menos del 0.5 % de la masa del suelo, resultando en unas densidades de 0-15 kg m⁻² (Lal, 2004). Sin embargo, debido a la gran extensión de estos ecosistemas secos, la cantidad de C orgánico almacenada en estos suelos es significativa en el contexto global del ciclo de C (Lal, 2004).

6 DEGRADACIÓN EN SUELOS DE CLIMA SEMIÁRIDO: INTERÉS Y PROBLEMÁTICA

Según el Programa de Medio Ambiente de Naciones Unidas (UNEP) las áreas terrestres del planeta se pueden clasificar en función del Índice de aridez (I). Este Índice es el resultado del cociente entre las precipitaciones anuales (mm), (P) y la evapotranspiración potencial media anual (mm), (PE) de un área de la superficie terrestre ($I=P/PE$). Según los valores del Índice de aridez las áreas del planeta pueden presentar diferentes climas, como se indica en la Tabla 4.

Valores Aridez (I)	Clima
>0,65	Húmedo
0,65-0,5	Subhúmedo seco
0,5-0,2	Semiárido
0,2-0,05	Árido
<0,05	Hiperárido

Tabla 4. Clasificación del clima según Índice de Aridez (I), (UNEP)

De ellos, las zonas áridas ocupan 6.31×10^9 ha o 47% de la superficie terrestre (UNEP 1992) y se encuentran distribuidas en cuatro tipos climas: hiperárido ($1,0 \times 10^9$ ha), árido ($1,62 \times 10^9$ ha), semiárido ($2,37 \times 10^9$ ha) y subhúmedo seco (132×10^9 ha). (Figura, 3).

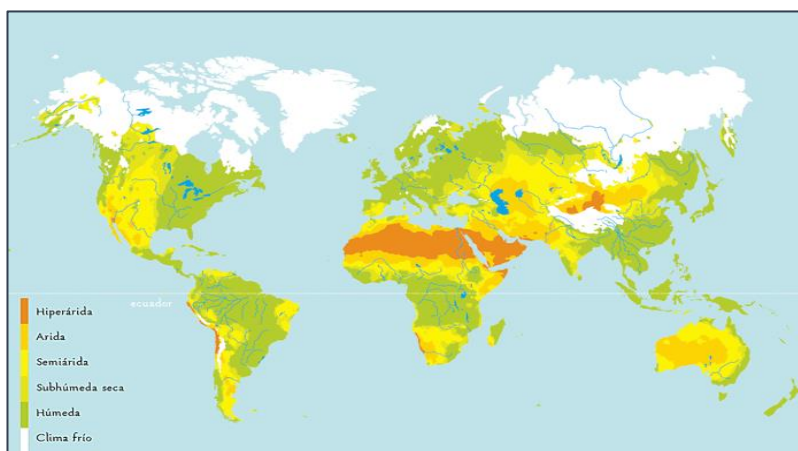


Figura 3. Mapa Mundial de las zonas áridas. (Fuente: Hispagua. Sistema Español de Información sobre el agua. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente)

En el plano ambiental, dado la extensa superficie que ocupan, presentan especial importancia las regiones semiáridas, que se caracterizan por precipitaciones bajas, poco frecuentes, irregulares e impredecibles; grandes variaciones entre la temperatura diurna y nocturna; suelos pobres en materia orgánica; escasez de agua disponible para el consumo; vegetación y animales adaptados a las condiciones climáticas (resistentes al calor y a la escasez de agua) (www.hispagua.cedex.es).

La desertificación es el principal problema en estas zonas. Desertificación y degradación del suelo no son sinónimos. En un sentido muy amplio se entiende por **degradación del suelo** la disminución de su capacidad para producir biomasa. La FAO la define como un “proceso que rebaja la capacidad actual del suelo para producir bienes y servicios”, mientras que la Convención de Naciones Unidas para combatir la Desertificación (UNCCD) la define como “la reducción o pérdida de la productividad y diversidad biológica o económica de las tierras de cultivo, las praderas, los pastizales y los bosques, disminuyendo su capacidad para mantener ya sea la vegetación natural, como así también los cultivos hechos por el hombre”. La degradación del suelo es, en definitiva, la disminución de su capacidad para soportar vida, no solo la vegetal, que es la más aparente, sino también la de la microflora y de la fauna propia del suelo.

Por otro lado, en el contexto de la Agenda 21, la **desertificación del suelo** es definida como “degradación del terreno en las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas como consecuencia de diversos factores tales como las variaciones climáticas y las actividades humanas” (UNCED, 1992). Por tanto, **la degradación del suelo tiene lugar en muchos lugares**

del mundo, pero solo se define como desertificación cuando se produce en las regiones secas.

Según la Convención de Lucha contra la Desertificación (CLD), en cuanto al ámbito geográfico, las zonas susceptibles de sufrir desertificación son las áreas áridas, semiáridas y subhúmedas secas (es decir aquellas zonas donde la proporción entre la precipitación anual y la evapotranspiración potencial está comprendida entre 0,05 y 0,65). Así, de acuerdo a estos valores, amplias zonas de la geografía española se encuentran potencialmente afectadas por el proceso de desertificación (Figura 4).

De hecho, más de dos terceras partes del territorio español pertenecen a las categorías de áreas áridas, semiáridas y subhúmedas secas (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2016).

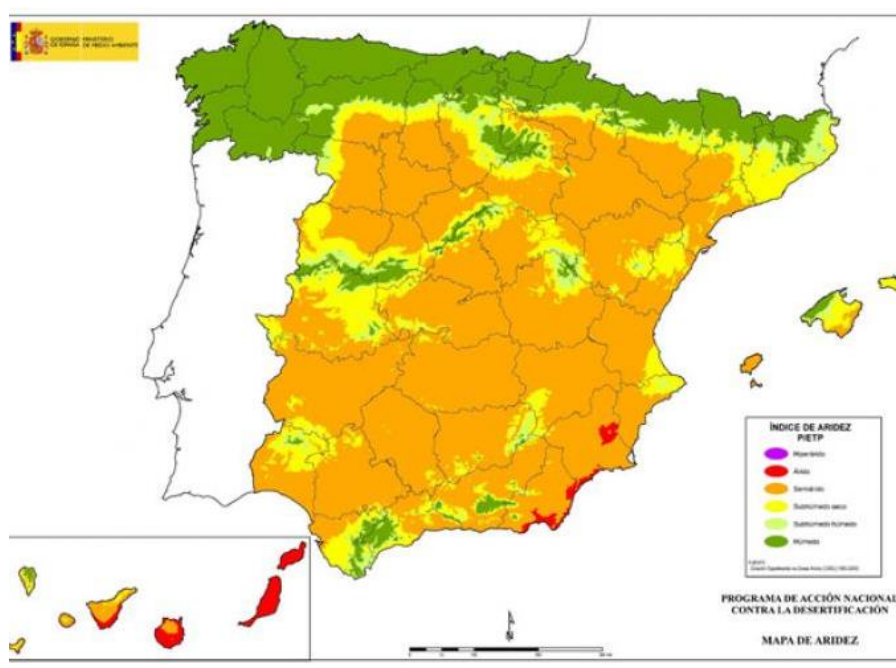


Figura 4. Mapa de Aridez de España (Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y medio Ambiente, 2016)

La Convención de las Naciones Unidas para la Lucha contra la Desertificación insiste en el hecho de que la “desertificación” es causada por interacciones complejas entre factores físicos, biológicos, políticos, sociales, culturales y económicos. En estas áreas, la acción

inducida por el hombre y las condiciones naturales contribuyen a la pérdida de materia orgánica del suelo (SOM), lo cual está estrechamente ligado a la degradación y desertificación del suelo. Todo ello causa una disminución en la productividad agraria y conduce al fracaso de estos ecosistemas (Adhikari y Hartemik, 2016).

Así, la degradación del terreno es un fenómeno complejo que se produce cuando factores biofísicos, económicos, sociales, culturales e institucionales actúan sinérgicamente para producir y afianzar la desertificación a largo plazo (Reynolds y col., 2011).

En las zonas secas el suelo y la vegetación pueden verse afectados de forma significativa por el viento y la erosión hídrica (Sivakumar, 2007). El cambio climático puede agravar el estado de los suelos de estas zonas al perjudicar el desarrollo vegetal debido a la reducción de las precipitaciones y el incremento de la temperatura, lo que reduce los inputs de C al suelo, acelerando potencialmente su degradación (Bisaro y col., 2014).

Todo ello produce que la desertificación tenga serias consecuencias sobre el medio ambiente (Figura 5) como:

- Pérdida de materia orgánica debido a la sobreexplotación agrícola;
- Pérdida de la superficie de los suelos debido a la erosión producida por los vientos y las lluvias, particularmente a causa de la pérdida de vegetación;
- Deslizamientos de terreno debido a la acción del agua y a los efectos de la pérdida de vegetación;
- Incremento en la salinidad y acidificación de los suelos debido a los sistemas de irrigación;
- Contaminación de los suelos por el exceso de fertilizantes.



Figura 5. Consecuencias de la desertificación en el medio ambiente

En el caso de la Región Mediterránea, en la que nos encontramos, todas las predicciones climatológicas informan sobre un aumento de las temperaturas y un descenso de las precipitaciones (IPCC, 2014). Según Quereda y col., (2002), las regiones españolas donde mayores reducciones de precipitación se han registrados desde mediados del S. XIX son precisamente el sur y el sureste peninsular. Los cambios en el clima provocados por el sumatorio de estos factores en estas zonas, pueden inducir alteraciones en estos ecosistemas terrestres a diferentes escalas.

7 AMENAZAS SOBRE LA SOSTENIBILIDAD, CALIDAD Y SALUD DE LOS SUELOS SEMIÁRIDOS. PÉRDIDA DE MATERIA ORGÁNICA

Un **uso sostenible** del suelo es el que permite mantenerlo como recurso de manera que se obtengan beneficios a largo plazo sin que se produzca su degradación.

La **degradación** del suelo constituye un grave problema socio-económico y ambiental a nivel mundial, agravado en severidad y extensión en los últimos años, y que afecta, con mayor o menor gravedad, a todos los países mediterráneos (Ruiz y Febles, 2004). Debido tanto a acciones inducidas por los seres humanos como a las condiciones naturales, la pérdida de materia orgánica en el suelo está estrechamente ligada a su degradación y desertificación en áreas áridas y semiáridas, y causa una disminución en la productividad agrícola y en los servicios ecosistémicos del suelo (García y col., 2017).

La materia orgánica del suelo es una fuente de alimentos para la fauna del suelo y contribuye a su biodiversidad, actuando como depósito de nutrientes tales como nitrógeno, fósforo y azufre; de hecho, es el elemento más importante para la fertilidad del suelo. El carbono orgánico del suelo incide en la estructura del mismo y mejora el entorno físico, lo que hace que las raíces penetren con mayor facilidad, favoreciendo el desarrollo vegetal.

El contenido de C orgánico tiende a descender exponencialmente con la temperatura (Lal, 2002). Su concentración en el suelo depende principalmente del clima, textura del suelo, hidrología, el manejo de las tierras y la vegetación. Las altas temperaturas y el bajo contenido en humedad característicos del clima de zonas semiáridas, aceleran los procesos de descomposición de la materia orgánica, debido a la mayor presencia de oxígeno. Son múltiples los factores que amenazan la sostenibilidad del suelo en zonas semiáridas favoreciendo su degradación y por tanto, su erosión. Entre ellos destacamos la acción del:

7.1 Viento

La erosión del suelo por el viento es un serio problema medioambiental (Lal, 1994) que, con frecuencia, da lugar a severas formas de degradación (Dregne y Chow, 1992; Warren, 2003; Zhang y col., 2014). Esta ocurre en condiciones secas cuando el suelo es expuesto al viento (Webb, 2006). En un movimiento del suelo forzado por el viento, las partículas más finas, particularmente arcillas y margas, son arrastradas y transportadas a gran distancia antes de ser redepositadas en otro lugar (Chepil, 1946).

El incremento de la tasa de pérdida de suelo debido a este fenómeno meteorológico constituye un reto in-situ que disminuye la capacidad de los suelos para la sostenibilidad de la vegetación y el ganado (Goossens, 2003).

7.2 Manejo

La agricultura es el principal uso del suelo a lo largo del planeta, si el manejo agrícola del suelo no es adecuado, puede causar la degradación del mismo y otros problemas medioambientales (polución, emisiones de gas invernadero, disminución de la biodiversidad); así, el laboreo aumenta el volumen de oxígeno en el suelo e incrementa la temperatura media de éste, lo que estimula la descomposición de la materia orgánica, así como su pérdida debido a la erosión, reduciendo la capa superficial arable y el humus.

Las prácticas agrícolas inapropiadas conducen al agotamiento de la materia orgánica. Este aspecto, combinado con factores climáticos y medioambientales adversos, hacen al

suelo particularmente sensible a los procesos de degradación, especialmente intensos en el área mediterránea (Montemurro y col., 2007; Doni y col., 2017). El impacto de la erosión en suelos agrícolas suele ser elevado y no tolerable, produciendo pérdida de suelo (Sastre y col., 2017). Los suelos degradados no son fértiles y no pueden mantener una producción sostenible (Diacono y Montemurro, 2010). La eliminación de los restos de cultivo y las continuas alteraciones del suelo bajo las prácticas de labranza intensiva pueden acelerar la erosión del suelo principalmente por reducción de su contenido de materia orgánica y de la estabilidad de agregados, dando lugar, por tanto, a una disminución de la productividad y calidad del mismo (Raieisi y Kabiri, 2016). Se piensa que dicha labranza intensiva usada para el control de las malezas y preparación del lecho de siembra, incrementa el volumen de macroagregados, inhibiendo así la formación de microagregados, en cuyas partículas la materia orgánica del suelo es estabilizada a largo plazo (Six y col., 2000).

Por otra parte, los suelos agrícolas de regadío suelen estar sometidos a una doble amenaza para su sostenibilidad ya que en estos coinciden dos procesos como son el anegamiento y la salinización (Singh, 2015). Este es un problema particularmente importante en ecosistemas agrarios con baja entrada de C en ambientes áridos y semiáridos (Mrabet y col., 2001; Moreno y col., 2006; Álvaro-Fuentes y col., 2008). Así, perturbando la estructura del suelo, la labranza, hace a la materia orgánica del suelo más vulnerable a las pérdidas por erosión (Plaza y col., 2013).

Sin embargo, un buen manejo del suelo agrícola puede proporcionar un amplio rango de servicios al ecosistema (producción de alimentos, regulación del agua, secuestro de carbono, adaptación y mitigación del cambio climático, biodiversidad) (Howden y col., 2007; Lal, 2013).

Por tanto, cambios en el uso del suelo, y en particular, la adopción de prácticas de gestión del suelo que reduzcan su perturbación e incrementen la entrada y estabilización de la materia orgánica, pueden contribuir al incremento de las reservas de C orgánico en el suelo y con ello al control de los flujos de CO₂ a la atmósfera.

7.3 Abandono

La intensificación de la agricultura, el empleo masivo de fertilizantes y fitosanitarios, y la potenciación de la mecanización del mundo rural han supuesto un gran avance, pero al mismo tiempo, esta lucha por producir más a toda costa, y la búsqueda de beneficios económicos máximos a corto plazo, han provocado el empleo de prácticas agrícolas incorrectas que han desembocado, a la larga, en la pérdida de la fertilidad, el abandono y posterior degradación de muchos suelos, la contaminación de aguas subterráneas y

superficiales, y la disminución de la biodiversidad. En las zonas secas de Europa, el abandono de las áreas de cultivo, debido a la erosión y/o a la pérdida de fertilidad por mala gestión, causa que estas se conviertan en matorrales (Parsons, 2014).

En algunos ambientes, el abandono de la agricultura es considerado beneficioso. El incremento de la cobertura vegetal puede reducir la erosión del suelo e incrementar la biodiversidad de plantas, proporcionando, por tanto, hábitats para un mayor rango de animales. Sin embargo, en el escenario de los suelos áridos, no se alcanzan tales beneficios, ya que las políticas llevadas a cabo hasta 2008 donde se pagaba a los agricultores para que abandonaran la producción, lejos de producir beneficios, han resultado en un aumento de la degradación del terreno. Además, la sustitución de la variedad de tierras agrícolas por una cubierta de matorral uniforme puede disminuir la variedad de hábitats y por tanto su biodiversidad (Hill y col., 2008).

7.4 Contaminación

Unas de las fuentes de contaminación del suelo es la producción agrícola que se practica en los sistemas convencionales y que utiliza primordialmente fertilizantes químicos para proporcionar a las plantas los nutrientes necesarios. Esta práctica conlleva efectos colaterales negativos de contaminación y degradación del suelo, los cuales se hacen más graves con la excesiva mecanización de la agricultura. Derivado de ello, en la actualidad, es necesario encontrar alternativas más sostenibles para fertilizar los cultivos.

En Europa hay más de 2,5 millones de sitios potencialmente contaminados de los cuales un 14% se espera que requieran remediación. Aceites minerales y metales pesados son los principales contaminantes (60%) encontrados en los sitios contaminados en Europa y el coste de su gestión está estimado en 6 millones de euros anuales (Huysegoms y Cappuyns, 2017).

La recuperación de la composición de las especies y funciones de la comunidad microbiana del suelo en zonas degradadas es crucial para garantizar la auto-sostenibilidad a largo plazo de los ecosistemas (Kohler y col., 2016).

7.5 Cambio climático

Por cambio climático se entiende al calentamiento del sistema climático que en su mayor parte se debe muy probablemente al aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) provocado por actividades humanas como el uso extendido de combustibles fósiles -el petróleo, el gas o el carbón-, la descomposición de residuos urbanos o ganaderos y los cambios en el uso de la tierra. La temperatura de la atmósfera a nivel superficial ha sufrido un calentamiento progresivo desde el comienzo de la era industrial

hasta nuestros días de 0,6° C de media, registrándose un aumento mayor en algunas zonas como los polos o el arco mediterráneo (IPCC, 2014), (Figura 6).



Figura 6. Resultado del Cambio Climático en el planeta

Respecto al control de la materia orgánica del suelo, el cambio climático resulta especialmente preocupante ya que las variaciones en las temperaturas y precipitaciones pueden alterar tanto los factores bióticos como abióticos que controlan la inmovilización del carbono en zonas semiáridas. La retroalimentación positiva de la comunidad microbiana en respuesta al aumento de la concentración de CO₂ y calentamiento, pueden acelerar la descomposición microbiana de la materia orgánica del suelo y conducir potencialmente a pérdidas de carbono en éste (Nie y col., 2013).

Existe una fuerte conexión entre degradación del suelo y desertificación por un lado, y riesgo de acelerar el efecto invernadero y cambio climático por otro lado (Komatsuzaki y Ohta, 2007). Aunque los efectos del cambio climático sobre la erosión del suelo es un tema común en la literatura científica, es un aspecto generalmente tratado de manera superficial, con escaso rigor científico. Dada la incertidumbre sobre los patrones de las precipitaciones en el futuro (magnitud, frecuencia, estacionalidad, variabilidad interanual,...) proyectados en modelos climáticos, es muy difícil prever las posibles consecuencias del cambio climático sobre la erosión (Frei y col., 2003). El Mediterráneo se considera un “punto caliente” del impacto del cambio climático y aún más propenso a los efectos esperados del cambio global (Giorgi, 2006). Las predicciones para el sur de la Península Ibérica sugieren una disminución en la media anual de precipitaciones, pero un incremento en la intensidad de éstas para final de este siglo (Rodríguez-Lloveras y col., 2016).

En el caso de ambientes semiáridos, el cambio climático puede ser crítico para la supervivencia de las comunidades vegetales (El Kenawy y col., 2016; Vicente-Serrano, 2016), particularmente bajo alta presión de pastoreo, llevando los ecosistemas hacia el borde de la extinción" (Kéfi y col., 2007). Todo este entretejido de factores se espera que reduzcan la cobertura vegetal total y la abundancia y diversidad de bacterias y hongos en el suelo, ejerciendo consecuencias negativas sobre los ciclos y almacenamiento del C (Delgado-Baquerizo y col., 2016).

El cambio climático puede afectar a diversos servicios ecosistémicos, como aprovisionamiento de madera y otros recursos forestales, o los múltiples servicios ecosistémicos asociados al funcionamiento del régimen hidrológico y sus interacciones edáficas, o a los sumideros de carbono.

La materia orgánica es un componente esencial de un suelo sano; la pérdida de materia orgánica da lugar a suelos degradados. Si, como se prevé, el calentamiento global acelera la descomposición de la materia orgánica, ello liberará aún más CO₂ y acentuará el cambio climático.

La degradación del suelo como consecuencia de un bajo contenido en carbono puede ser evitada por la adición de enmiendas orgánicas que promueven un incremento en el contenido de materia orgánica y actividad microbiana, lo cual está ligado a un incremento de la fertilidad del suelo. Los beneficios mutuos entre la actividad microbiana, secuestro de C y crecimiento de las plantas son claros en términos de sostenibilidad, (García y col., 2017), (Figura 7).

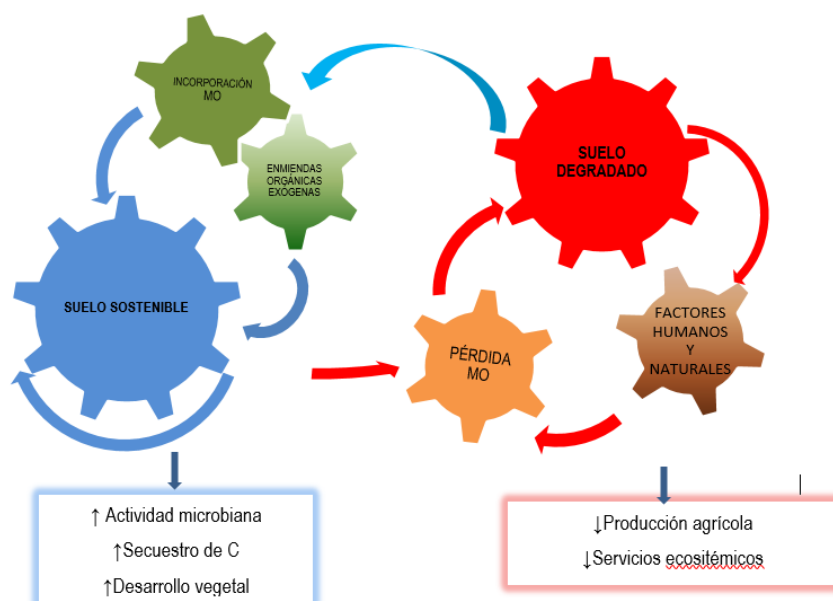


Figura 7. Factores implicados en la degradación/sostenibilidad del suelo y sus consecuencias

La materia orgánica del suelo está sometida a fuertes y complejos controles físicos, químicos, bioquímicos y biológicos que son los últimos responsables para su estabilización y mineralización (Six y col., 2002; von Lutzow y col., 2006). Una alteración de tal equilibrio debido al uso del suelo y a presiones climáticas pueden alterar los stocks de C en el suelo y causar potencialmente su degradación, afectando por tanto a la sostenibilidad del planeta.

En las zonas áridas y semiáridas del planeta no se puede permitir la pérdida de carbono ya que, muchas de estas áreas están localizadas en zonas de agricultura intensiva que proporcionan el alimento necesario para una población en crecimiento, siendo necesaria la mitigación del cambio global mediante el secuestro de C, en el cual el suelo juega un papel esencial (García y col., 2017).

Los suelos son el nexo entre el agua, la energía y alimento (Biggs y col., 2015; Jónsson y col., 2016), lo cual ilustra la necesidad de un enfoque holístico en el manejo sostenible del suelo (McCormick y Kapustka 2016; Weigelt y col., 2014).

El reto frente a una población creciente es el uso aumentado e intensificado de los servicios ecosistémicos proporcionados por los suelos (Blum, 2005), entendiendo por tales no

sólo la suma de los procesos que sostiene el sistema suelo sino como el conjunto de las funciones del suelo específicamente beneficiosas para la humanidad (Ludwig y col., 2018).

8 RESTAURACIÓN DE SUELOS SEMIÁRIDOS DEGRADADOS CON ENMIENDAS ORGÁNICAS. TIPOS DE ENMIENDAS ORGÁNICAS Y SU CALIDAD

La degradación del suelo resulta en una pérdida de su fertilidad, en la disminución de su concentración de carbono, biodiversidad y capacidad de retención hídrica, en la desorganización de los ciclos de nutrientes y gases y en una reducción de la degradación de contaminantes (Bai y col., 2008). La disminución en el contenido de materia orgánica de muchos suelos se está convirtiendo en un importante proceso de degradación de éste, particularmente en las regiones Europeas Mediterráneas semiáridas (Diacono y Montemurro, 2010). Como se puede observar en el mapa mundial de severidad de degradación del suelo, el sureste español presenta un grado alto de degradación (Figura 8).

En zonas con un régimen climático semiárido, la progresiva degradación que sufren los suelos afectará de forma primordial a la vegetación que soportan (autóctona). Si dicha vegetación desaparece, los suelos quedan entonces desprovistos de su principal barrera contra la degradación y la erosión.

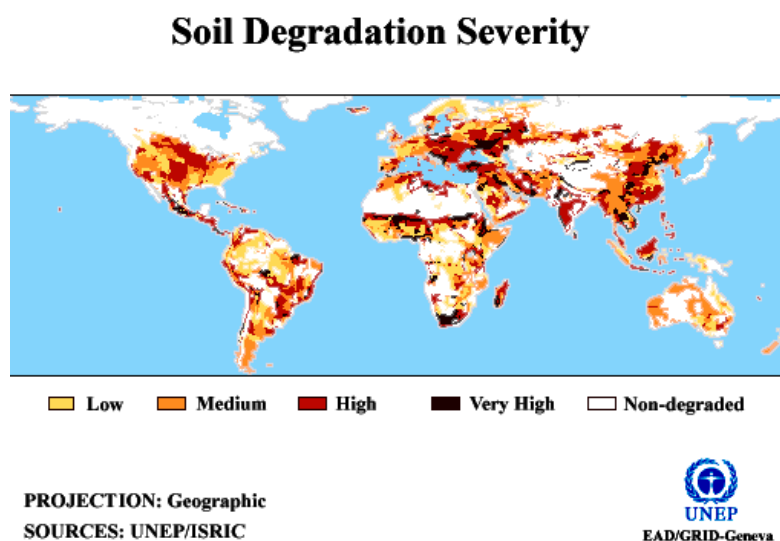


Figura 8. Mapa mundial severidad de la degradación del suelo (Fuente: UNEP/ISRI)

Como ya se ha comentado en esta Memoria de Tesis doctoral, la cantidad de materia orgánica en el suelo es el resultado de dos procesos contrapuestos a que se ven sometidos los materiales orgánicos que se incorporan al suelo, los procesos de humificación y asociación de los materiales orgánicos a la fracción mineral del suelo, y las pérdidas por procesos de mineralización. En suelos semiáridos la adición regular de residuos orgánicos es necesaria para mantener una cantidad consistente de materia orgánica en el suelo.

La construcción de materia orgánica en el suelo es un proceso lento y gradual. Puede llevar hasta una década o más incrementar la materia orgánica del suelo hasta niveles significativos, sin embargo, sus beneficios se pueden observar tras varias adiciones de residuos orgánicos (Toor y Shober, 2015). Por otro lado, la tasa de mineralización de la materia orgánica varía mucho en función del tipo de materia orgánica y de las condiciones ambientales (Llovet y col., 2008).

La adición de nueva materia orgánica y el mantenimiento de la materia orgánica nativa del suelo, sin duda disminuirá los niveles de CO₂ en la atmósfera. En este sentido, el Informe sobre materia orgánica y biodiversidad de la European Strategy for Soil Protection, el cual es el preámbulo a una nueva directiva, identifica la pérdida de materia orgánica como una de las principales causas de la degradación del suelo, y subraya que la materia orgánica exógena es actualmente una fuente orgánica inestimable al suelo, favoreciendo el desarrollo de una cobertura vegetal estable (García y col., 2017).

La aportación de cantidades importantes de materia orgánica, mediante la fertilización orgánica, que supla su escasez en estos suelos, mejorará notablemente sus características físicas, químicas y microbiológicas. Las enmiendas orgánicas afectan a las propiedades del suelo de diferentes modos, pudiendo ser estos efectos directos, debido a las propiedades intrínsecas de la enmienda, o indirectos, a través de las modificaciones que causan en las propiedades físicas, biológicas y químicas del suelo. Por ende, el uso de enmiendas orgánicas en la restauración de suelos degradados y erosionados puede contrarrestar el efecto del calentamiento global.

En un suelo **no agrícola**, la adición de materia orgánica se lleva a cabo por el constante reciclado de la misma, en forma de residuos de plantas y animales vivos o muertos (Toor y Shober, 2015). Sin embargo, en los suelos de zonas semiáridas los inputs de C son insuficientes ya que el balance entre las entradas de C procedentes de la vegetación y la tasa de mineralización producida por la actividad microbiana del suelo es negativo. En estas zonas los procesos de mineralización predominan sobre los de humificación o fijación de C, siendo

una característica común en estos suelos el bajo contenido de materia orgánica y su exposición a procesos degradativos.

Los suelos degradados necesitan de estrategias para reducir la erosión y remediar los efectos de la degradación (García-Orenes y col., 2009). Los suelos de las zonas semiáridas tienen una actividad microbiana muy baja (García y col., 1994), bajos niveles de biomasa microbiana y bajo contenido en materia orgánica (0.5-2%). Si se recuperan y mejoran las características de los suelos degradados en zonas semiáridas con la aplicación de enmiendas orgánicas, se mejorará el ciclo de los nutrientes (Ros y col., 2002; Clark y col., 2007).

Existe una amplia variedad de fuentes de materia orgánica explotable que pueden ser usadas para corregir la ausencia de materia orgánica en los suelos, especialmente de zona semiáridas. Teniendo en cuenta la enorme cantidad de residuos orgánicos generados en el mundo por la actividad humana e industrial, esta sería una opción a considerar en estrategias de restauración (García y col., 2017a).

Los residuos de origen urbano son frecuentemente incinerados o llevados a vertederos, pero podrían ser reciclados al ser usados como enmiendas en suelos erosionados y degradados (Kizilkaya y Bayrakly, 2005; Carlson y col., 2015). Por ejemplo, los lodos de depuradora, que son generados en grandes cantidades en plantas de tratamiento de agua residuales, poseen un elevado contenido en materia orgánica y nutrientes, lo que los convierte en buenos candidatos para ser empelados como enmienda de suelos (García y col., 2017a).

En los sistemas agrícolas de zonas semiáridas, tanto los fertilizantes orgánicos como las enmiendas orgánicas de diferente origen han sido propuestos para mejorar y aliviar la escasez de materia orgánica en estos suelos.

El cambio climático supone un importante reto para la producción de alimentos, y el calentamiento global y escasez de agua han puesto en peligro los sistemas agrícolas especialmente en climas semiáridos (Zalidis y col., 2002; Dunjó y col., 2003; García y col., 2017a). El manejo sostenible de los suelos agrícolas del mundo y la producción sostenible son imprescindibles para invertir la tendencia de degradación de los suelos y garantizar la seguridad alimentaria actual y futura del mundo (FAO, 2015). Todos estos procesos quedan claramente detallados en la Figura 9.

Para alcanzar el propósito de una agricultura mejor, la calidad del suelo destinado a usos agrícolas debe ser preservada o mejorada a través de nuevas fuentes de fertilización

(Calleja-Cervantes y col., 2015). De acuerdo con Lal (2004) y Diacono y Montemurro (2010), las prácticas de gestión agrícola que incrementen el contenido en materia orgánica pueden preservar tanto la producción agrícola como la calidad ambiental. Hay una clara necesidad de sistemas sostenibles, ya que la práctica de la agricultura intensiva en los suelos que ya eran pobres en nutrientes ha reducido más su calidad y fertilidad, resultando en el abandono de tierras y degradación del suelo (Hernández y col., 2007, 2015).

Prácticas sostenibles con enmiendas orgánicas (manejo del suelo), podrían ser una herramienta útil para el mantenimiento e incluso incremento del contenido de materia orgánica en suelos agrícolas, preservando y mejorando la fertilidad del suelo (Scotti y col., 2015, 2016). Así residuos orgánicos que contiene materia orgánica, lodos de depuradora, estiércol animal, y otros residuos orgánicos han sido empleados como fuente de materia orgánica. El objetivo de emplear estos residuos es doble: mejorar la calidad y fertilidad de los suelos degradados y, al mismo tiempo, reciclar residuos orgánicos de una forma racional y respetuosa con el medio ambiente (Hernández y col., 2015).

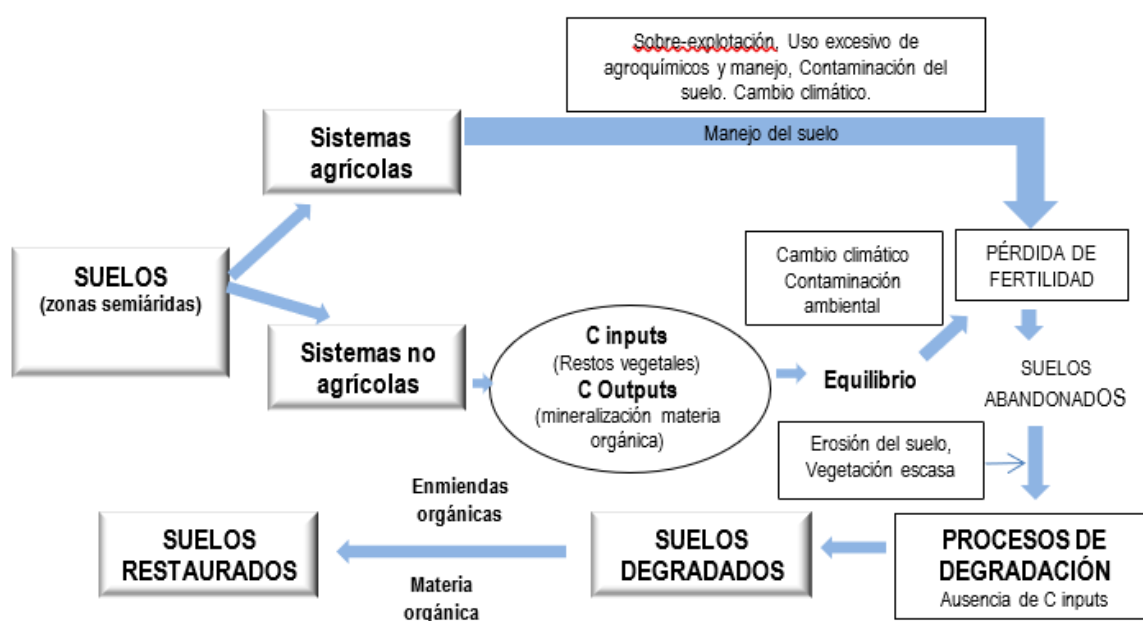


Figura 9. Degradación y restauración del suelo en zonas semiáridas (García y col., 2017)

9 TIPOS DE ENMIENDAS ORGÁNICAS

Las enmiendas orgánicas más empleadas incluyen biosólidos, estiércol de granja, compost de residuos orgánicos urbanos, lodos de depuradoras, residuos de molienda de oliva, lodos de pulpa, residuos de madera y subproductos de la producción de etanol (García y col., 2017). Las enmiendas del suelo con materiales orgánicos consiguen mejorar el estado de los nutrientes en estos, ya que funcionan como fuente de macro y micronutrientes, así como las propiedades físicas al incrementar la porosidad y retención de agua como resultado de la presencia de sustancias húmicas. Entre estas enmiendas podemos destacar las siguientes:

9.1 Composts

Mediante el proceso de compostaje se consigue transformar un residuo orgánico bruto en uno biológicamente más estable. El producto de este proceso es el compost, de aspecto semejante al humus y con poco parecido al material original. Se trata de un producto estabilizado por procesos biológicos, fácil de manejar, almacenar y sin olor. El compost presenta una capacidad única para mejorar las características químicas, físicas, y biológicas del suelo. Mejora la capacidad de retención hídrica en suelos arenosos y estimula la estructura del suelo al aumentar la estabilidad de sus agregados. El suelo llega a ser microbiológicamente más activo y más supresivo a patógenos. Fomenta la actividad microbiana y también acelera la descomposición de plaguicidas (Cooperband, 2002). Las características químicas, físicas y biológicas del compost dependerán de la naturaleza de los residuos que se utilicen en su elaboración (Figura 10).

Los factores que inciden en el proceso de elaboración del compost, y en consecuencia en el producto final, son esencialmente, la naturaleza de los residuos biodegradables y de los microorganismos, el tamaño de las partículas, el pH y la temperatura. El interés en su uso reside fundamentalmente en el alto contenido en materia orgánica que contiene, ya que dependiendo de las materias primas empleadas oscila generalmente entre un 35 a un 45%.

También es importante considerar el grado de madurez del mismo. Un buen indicador para ello es la relación C/N del compost.



Figura 10. Naturaleza residuos utilizados en la elaboración de compost. Fuente: Recuperado de internet el 31 de Agosto de 2017.

http://asociacionlomascountry.org/composta/o_Materias%20para%20compostaje%20comp os4.jpg

9.2 Estiércol Animal

Los estiércoles son los excrementos sólidos y líquidos de los animales, mezclados con los residuos vegetales que se han utilizado como lecho. Ha sido durante mucho tiempo el abono orgánico de origen animal más utilizado para reponer la fertilidad natural de los suelos, ya que su incorporación al suelo aporta nutrientes, incrementa la retención de la humedad y mejora la actividad biológica y, por tanto, la fertilidad del suelo y su productividad. Como todos los otros abonos orgánicos, el estiércol no tiene una concentración fija de nutrientes. Esta dependerá de la especie animal, su edad, su alimentación y los residuos vegetales que se utilizan, entre otros.

En la composición del estiércol el mayor rol lo juega la especie animal ya que cada especie produce excrementos muy diferentes en cuanto a su contenido en nutrientes. Analizando los diferentes abonos según este criterio, los estiércoles ovinos son los más ricos en nutrientes, después sigue el guano de gallina (gallinaza), el estiércol equino, bovino y, por

último, el estiércol porcino. Por lo general, todos contienen mucho nitrógeno (N) y potasio (K), pero muy poco fósforo (P) disponible.

El estiércol puede ser aplicado sin tratar o compostado aunque el proceso de compostaje cambiará sus cualidades, como por ejemplo la disponibilidad de nutrientes, que será menor tras el compostaje, o la estabilidad biológica del producto, que será mayor. Esto significa que el efecto de la materia orgánica será más duradero (Cooperband, 2002).

9.3 Residuo Vegetal

El residuo vegetal está formado por las partes de las plantas que quedan tras realizar la cosecha. Es una importante fuente de materia orgánica y como tienen una elevada concentración en carbono, son biológicamente muy activos.

Dejar restos de poda sobre la superficie consigue incrementar la agregación del suelo y protegerlo de la formación de costras causadas por el impacto de la lluvia y heladas que rompen los agregados del suelo en partículas finas.

9.4 Residuos Sólidos Urbanos (RSU)

Los residuos sólidos urbanos (RSU) se definen en la Ley de Residuos (BOE-A-2011-13046) como los generados en los domicilios particulares, comercios, oficinas y servicios, así como todos aquellos que no tengan la calificación de peligrosos y que por su naturaleza o composición puedan asimilarse a los producidos en los anteriores lugares o actividades.

Tienen también la consideración de residuos urbanos según la citada ley, los siguientes:

Residuos procedentes de la limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas.

Animales domésticos muertos, así como muebles, enseres y vehículos abandonados.

Residuos y escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria.

La composición de todos los residuos urbanos varía en función de tres factores, que son el nivel de vida de la población, la actividad desarrollada por esta y la climatología propia de la región. Dependiendo de estos factores, se consumirán y se emplearán determinados productos que a la postre producirán los correspondientes residuos (Figura 11).

Una vez separados los residuos hay que realizar su tratamiento. A grandes rasgos puede consistir en una de estas opciones, que se aplicará según la naturaleza y estado de los residuos, etc y del modelo de gestión implantado:

1. Reciclado
2. Valorización energética
3. Vertido controlado

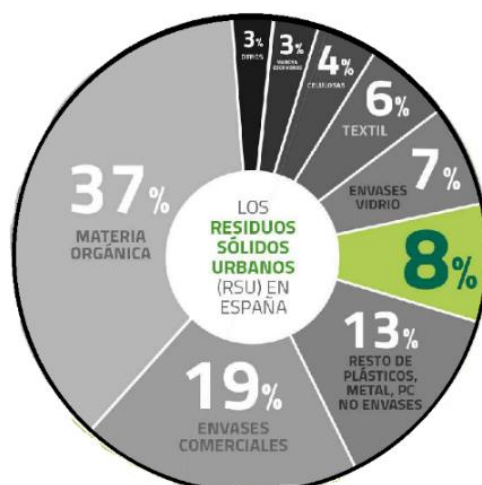


Figura 11. Porcentaje de los diferentes residuos sólidos urbanos en España 2016. Fuente: Ecoembes. Resultados 2016

La fracción orgánica de estos residuos sólidos se puede emplear en la obtención de una enmienda orgánica que pueda aplicarse al suelo. Para ello es necesario someterla en primer lugar a un proceso de compostaje para su estabilización.

9.5 Lodos de depuradora (Biosólidos)

El lodo de depuradora se define como un “material sólido heterogéneo cuya composición no sólo depende del agua residual, sino también de la tecnología empleada y la época del año” (Terry y col., 1979).

Los lodos de depuradora son empleados habitualmente como enmiendas orgánicas en la restauración de suelos ya que contienen macro y micronutrientes, los cuales son buena fuente de nutrientes para las plantas, y constituyentes orgánicos que proporcionan propiedades de acondicionamiento beneficiosas para el suelo. Por otro lado, su incorporación al suelo permite el reciclado de nutrientes y elimina o disminuye la necesidad de usar fertilizantes comerciales en los cultivos. Sin embargo, los lodos de depuradora también pueden contener compuestos perjudiciales como detergentes, sales y pesticidas debido a los efluentes de las instalaciones municipales e industriales, tóxicos orgánicos y

disruptores hormonales, cuya presencia en el lodo tratado dependerá del origen de éste (aguas residuales urbanas o aguas industriales) (García y col., 2017).

Biosólidos digeridos y deshidratados contienen normalmente 3-6 % de N, 1-4% P, 0.2-1% K y 50-60% de materia orgánica. También contienen Ca, Mg y metales traza. El contenido en agua está en el rango de 70-95% en peso, dependiendo del procesado (Cooperband, 2002).

9.6 Abono verde

Los abonos verdes corresponden a la biomasa vegetal producida por la siembra de alguna especie de gramínea, leguminosa o crucífera u otra especie vegetal, que permite incorporar materia orgánica al suelo. Los abonos verdes permiten incorporar materia orgánica y otros nutrientes utilizados por el material vegetal. Las especies gramíneas favorecen la formación de la estructura del suelo, mientras que las leguminosas incorporan nitrógeno por efecto de fijación simbiótica, que permite enriquecer con N los tejidos de la planta, y por descomposición directa de los nódulos ricos en nitrógeno. La combinación de ambas especies es muy favorable para mejorar las condiciones físicas y químicas del suelo. El efecto del abono verde es muy efímero, pues esta materia orgánica es muy fácil de mineralizar, por lo que su efecto residual no es largo. Sin embargo, es una materia orgánica económica (Sierra, 2016).

10 SELECCIÓN DE LA ENMIENDA ORGÁNICA

Las enmiendas orgánicas empleadas en la restauración de suelos pueden tener multitud de procedencias, tanto de fuentes animales como vegetales, pudiendo destacar desde estiércoles (frescos, envejecidos, compostados), a residuos urbanos, biosólidos, residuos agrícolas y forestales, residuos de la industria conservera y residuos agroindustriales (Larney y Pan, 2006). Como ya señalaron anteriormente numerosos autores (Sims y col., 1997; Ros y col., 2002, 2003; García y col., 1994; Tejada y col., 2006a y b, 2009; Pascual y col., 1999; Stewart y col., 2000), cuando se incorporan estos residuos al suelo se produce una mejora de sus propiedades físicas, químicas y biológicas gracias al aporte de materia orgánica contenida en estos residuos.

La estabilidad y madurez de la enmienda orgánica son dos importantes factores a tener en cuenta para obtener éxito en la recuperación de suelos degradados. Generalmente el término estabilidad se relaciona con la tasa de degradación de la materia orgánica,

mientras que el término madurez se refiere a la descomposición de compuestos orgánicos potencialmente fitotóxicos (Larney y Angers, 2012). La aplicación de enmiendas orgánicas inestables o inmaduras, pueden provocar efectos adversos sobre las propiedades del suelo, tales como malos olores, alteración del suelo y pH del agua, inmovilización del N disponible y adición de fitotoxinas y patógenos animales en el suelo y agua, exceso de nutrientes, metales pesados, etc...

Así el efecto de la enmienda orgánica sobre las propiedades del suelo variará en gran medida en función de su composición y grado de descomposición anterior a su aplicación en el suelo. Las enmiendas orgánicas fácilmente degradables (biosólidos, estiércoles, gallinaza), tienen menor probabilidad de ser retenidas en el suelo durante largos periodos de tiempo, contribuyendo poco al almacenamiento de C a largo plazo. Por otro lado, enmiendas ricas en lignina más recalcitrantes como son los restos vegetales, son menos lábiles en el suelo y en general mostrarán un efecto menor pero más duradero sobre las propiedades del suelo (Larney y Angers, 2012). Palumbo y col., (2004) sugirieron que el origen, calidad y cantidad de la enmienda orgánica debería ser seleccionada en función del objetivo y sitio de restauración del suelo.

Normalmente, la dosis de enmienda aplicada así como el tiempo transcurrido entre enmiendas está estrechamente relacionado. Al contrario de lo que ocurre cuando las enmiendas orgánicas son utilizadas en agricultura, la mayoría de los escenarios de recuperación de suelos, generalmente se basan en una sola actividad con grandes cantidades de materia orgánica, en lugar de múltiples cantidades más bajas durante periodos de tiempo más largos. Esta única dosis elevada de enmienda asegura un rápido desarrollo de la vegetación, la cual es esencial en la activación del ciclo de los nutrientes y mejora de las propiedades físicas del suelo (Larney y Angers, 2012).

11 LOS RESIDUOS ORGANICOS Y SU PROCESO DE ESTABILIZACION: COMPOSTAJE

Hoy en día está claramente establecida la importancia que en la fertilidad del suelo tiene su contenido en materia orgánica. Se hace imprescindible por tanto mantener niveles aceptables de dicha materia orgánica si se quiere conseguir una productividad adecuada. Pero este hecho no es tan sencillo; la degradación que existe en muchos de nuestros suelos, degradación derivada fundamentalmente de acciones antrópicas inadecuadas (sobre-explotación del suelo, técnicas de cultivo agresivas, etc...) conlleva precisamente una pérdida de materia orgánica en dichos suelos. Interesa por tanto aportarles enmiendas orgánicas apropiadas, capaces de conseguir precisamente elevar el contenido de materia orgánica de los suelos donde se adicionan. Pero surge entonces una cuestión fundamental: ¿Qué tipo de

materia orgánica emplear? En amplias zonas del sur de España, al contrario de lo que sucede en otras zonas como la catalana, la producción de estiércoles animales no es elevada; este hecho, junto con la no previsible utilización de turbas (recurso no renovable), hace necesario la búsqueda de nuevas fuentes de materia orgánica. Todo lo expuesto adquiere especial importancia en las zonas anteriormente señaladas (sudeste español), donde la climatología adversa hace aún más necesario el empleo de enmendantes orgánicos que permitan mejorar el nivel de fertilidad y productividad en dichos suelos.

Como es bien sabido, los residuos orgánicos de origen urbano (fracción orgánica de residuos sólidos urbanos y lodos de depuración urbana, fundamentalmente) que se producen hoy en día constituyen una fuente de materia orgánica barata, se producen de forma puntual y diaria, y además hay que darles una salida racional. El posible aprovechamiento de este tipo de subproductos (deberíamos considerarlos quizás como **RECURSOS**, y no como **SUBPRODUCTOS**), puede ir encaminado hacia su empleo como enmendante orgánico para agricultura, siendo dicho empleo una de las posibles alternativas válidas para dar salida a estos materiales. En muchos de los suelos españoles, donde se ha llevado a cabo un uso intensivo de los mismos, este tipo de alternativa es aún más válida si cabe. Además del empleo en agricultura, no debemos de descartar su uso alternativo en programas de rehabilitación de suelos, incluyendo reforestación. Esta opción se presenta en la actualidad como una alternativa de futuro para el reciclado en el suelo de estos materiales.

En lo que se refiere a este tipo de residuos indicados con anterioridad (residuos orgánicos de origen urbano), interesa indicar que se trata de una **MATERIA ORGANICA JOVEN**, y actuará sin duda beneficiando propiedades físicas y químicas del suelo, y principalmente las biológicas, debido a la biomasa microbiana que se introduce en el suelo con este tipo de material. Abogamos por tanto por el nombre de **BIOENMENDANTE** o **BIOFERTILIZANTE** para este tipo de productos. Su uso por tanto en suelo puede resultar muy efectivo, pero siempre cuidando de realizarlo en las condiciones óptimas. Esto es debido a que también su empleo como enmendantes tiene sus riesgos. Algunos de ellos no son fácilmente eliminables, tales como su contenido en metales pesados. La mencionada contaminación la lleva el material en origen y la forma de evitarla sería impedir que dichos metales lleguen a los productos durante su generación (para residuos urbanos como las basuras domésticas, la recogida selectiva en condiciones se revela fundamental; y para lodos de depuradora, sería de desear el uso de diferentes canales para tratamiento de aguas urbanas o de aquellas de origen industrial). Otros riesgos, como el contenido en patógenos, sustancias fitotóxicas, etc..., y en general los derivados de la **"No Estabilización"** de su materia orgánica, sí pueden ser evitados con tecnologías apropiadas, como lo es el **compostaje** (Costa et al., 1991).

12 PROCESO DE COMPOSTAJE (BIOESTABILIZACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS)

Dado que la aplicación al suelo de residuos urbanos “frescos” puede producir una serie de riesgos, resulta fundamental encontrar un sistema de tratamiento de dichos residuos que elimine o disminuya los mencionados riesgos, contribuyendo así a contrarrestar algunos aspectos negativos derivados de su aplicación. El método más comúnmente utilizado para la consecución de este objetivo es el someter estos residuos a un proceso de estabilización de su materia orgánica: compostaje con sistemas diversos de aireación (volteos, aireación forzada...). Mediante este procedimiento se consiguen unas evidentes mejoras en las características y la manejabilidad del producto final obtenido.

El compostaje es un proceso biooxidativo controlado, en el que intervienen numerosos y variados microorganismos y que requiere una humedad adecuada y sustratos orgánicos heterogéneos. Este proceso implica el paso por una etapa termófila y una producción temporal de fitotoxinas, dando al final como producto de los procesos de degradación, dióxido de carbono, agua y minerales, así como una materia orgánica estabilizada, libre de fitotoxinas y dispuesta para su uso sin que provoque fenómenos adversos.

Nosotros, de acuerdo con Ceccanti and Garcia (1994), proponemos como criterios a manejar para el establecimiento de un buen proceso de estabilización (compostaje) del material orgánico los siguientes:

- **Elevado número y variedad de microorganismos participantes en el proceso.**
- **Elevado contenido de enzimas estables sobre las sustancias húmicas.**
- **Nitrógeno relativamente mineralizable y moderado contenido en carbono fácilmente asimilable por microorganismos.**
- **Bajo contenido en compuestos tóxicos de origen orgánico (y por supuesto, de metales pesados).**

Procesos de estabilización de materiales orgánicos como los de compostaje, a los que podríamos considerar como **“Tecnologías de bajo coste para estabilización de residuos orgánicos”**, han sido ampliamente estudiado durante las últimas décadas. Se conocen los criterios más adecuados para optimizarlo, tanto aquellos relativos estrictamente al proceso en sí (control de la temperatura, de la humedad, aireación), como los que son específicos de los productos que se quieren compostar (tamaño de partícula, macro y micronutrientes en la masa a compostar, relación C/N de los materiales, etc...). Incluso se conocen perfectamente los agentes estructurantes necesarios cuando el compostaje se pretende realizar con

materiales que no ofrecen porosidad y aireación a la masa, tales como los estiércoles o los lodos de depuradora (Polo et al., 1995).

Desde un punto de vista más científico, el proceso de compostaje ha sido seguido con una gran parte de parámetros, de tipo fundamentalmente químico, que intentaban reflejar tanto los cambios de los mencionados parámetros durante el compostaje, como la caracterización del producto final (**COMPOST**), demostrando la calidad del mismo. Es lo que se conocía como estudios sobre los índices de madurez de compost. En relación a este apartado, indicaremos que han sido usados métodos muy variados para caracterizar los procesos de compostaje. Algunos se basan en la desaparición durante el mismo de productos tales como amonio o ácidos orgánicos de bajo peso molecular. Otros métodos que se utilizan son de naturaleza química (cenizas, capacidad de cambio catiónico, índices basados en la relación de compuestos fúlvicos y húmicos... También han sido empleados test de plantas. Sin embargo, la enorme heterogeneidad y variabilidad de los residuos orgánicos de origen urbano hacen que muchos de los parámetros que hemos citado como aptos para realizar un seguimiento de los procesos de estabilización de la materia orgánica no sean del todo útiles. Y como ejemplo, sólo citaremos a la relación C/N; lo ideal sería que, puesto que los microorganismos emplean 30 partes de carbono por cada una de nitrógeno, la relación C/N debería de ser al comienzo del compostaje de 30, e ir disminuyendo hasta valores de 15. Pero cuando los compostajes se hacen con subproductos como los lodos de depuradora, los cuales tienen gran cantidad de N protéico, su relación C/N es alrededor de 8, y por mucho agente estructurante que se emplee en el proceso, llega al inicio sólo a valores de 10-12.

Nosotros pensamos que, puesto que el proceso de compostaje implica una mineralización del carbono que contienen los materiales que se quieren compostar, debe ser útil el realizar su seguimiento con parámetros indicativos precisamente de las fracciones lábiles de la materia orgánica: carbono soluble en agua, carbohidratos solubles en agua, o relaciones de estas fracciones de carbono con el nitrógeno de la masa. García et al., (1992a) han demostrado la efectividad de este tipo de índices, independientemente de los materiales de partida empleados en el compostaje, frente a otros parámetros más tradicionales. Estos últimos parámetros tienen su eficacia en el hecho de que la estabilización de la materia orgánica, como se ha indicado, es un proceso microbiano, y los microorganismos necesitan sustratos totalmente asimilables por ellos para poder utilizarlos como fuente primaria de energía.

Sin embargo y a pesar de toda la información existente al respecto, se sigue necesitando aumentar nuestro conocimiento sobre la bioconversión que se realiza durante el proceso de estabilización de materiales orgánicos y los cambios que durante el mismo experimenta la materia orgánica. De esa forma podremos reconducir procesos como los de compostaje hacia vías de interés, tales como su uso en biorremediación o en la formación de productos útiles como biocontrol.

12.1 Estabilización de la materia orgánica y aspectos micro-biológicos

Uno de los aspectos menos mencionados y tratados cuando se realizan procesos de compostaje son aquellos que tiene que ver con la microbiología de dicho proceso. Y esto, si se piensa detenidamente, no tiene sentido, ya que interesa recordar que el compostaje se lleva a cabo por microorganismos, y que son éstos los que realizan tanto la mineralización de la materia orgánica, como la posible humificación. En función de los microorganismos que actúen en cada momento, se producirá la desaparición o no de ciertos compuestos, y si no actúan los microorganismos de forma adecuada, el compostaje nunca llegará a desenvolverse de manera correcta. Pensemos también que tanto las características de los propios materiales de partida, como el someterlos con humedad y condiciones adecuadas a cambios de temperatura, será fundamental para que se establezcan durante el compostaje cambios en la cantidad y biodiversidad de microorganismos.

Haciendo una descripción somera de las fases del proceso de Compostaje, y sabiendo que dichas fases se corresponderán con la diferente población microbiana existente, podemos indicar que durante la etapa mesófila (hasta 40° C aproximadamente) se produce la acidificación de la masa, y la degradación de fracciones de carbono más lábiles (mineralización inmediata y rápida), caracterizándose por la muerte de hongos. Posteriormente, en la etapa termófila donde la temperatura llega a 60-70°C, se degradarán productos de carbono más resistentes como celulosas y hemicelulosas, actuando bacterias y actinomicetos. Es en esta fase donde se destruyen microorganismos patógenos, provocando así el saneamiento del material. Por último, en la propia etapa de maduración o estabilización de la masa, se degradan ya polímeros complejos como la lignina, actuando las poblaciones microbianas capaces de llevar dicha degradación a cabo. De todas formas, esta exposición no es tan simple como parece, ya que por ejemplo en la etapa termófila han sido aislados 164 biotipos de bacterias. Además, la evolución de la temperatura con el proceso de compostaje condiciona enormemente las poblaciones microbianas: incrementa las esporas y las bacterias Gram-positivas, inhibiendo por contra a otros muchos tipos de bacterias a los 55°C. A la vista de lo expuesto, podríamos concluir que sería de sumo interés realizar un seguimiento de la estabilización de los materiales orgánicos en base a la gran variedad microbiana que se produce con el mismo.

De una forma más sintética, podríamos describir el aspecto microbiológico del proceso de compostaje mediante las siguientes fases:

■ **1-2 Semanas: Mineralización. Fase de intenso metabolismo, proliferación microbiana, alto desprendimiento de dióxido de carbono, y desprendimiento elevado de energía.**

■ **1/2-3 Meses: Compostaje. Es un estado de transición, con un decrecimiento de la actividad respiratoria.**

■ **Mas de 3 Meses: Estado de relajación microbiana, con muy baja actividad, proliferación de hongos, y síntesis de sustancias tipo húmico.**

En función de lo expuesto, sería lógico pensar en estudios en torno a los diversos tipos de microorganismos capaces de identificar las distintas fases del proceso. Estos estudios permitirían aportar información más que fiable de los cambios existentes en la materia orgánica. Sin embargo, no debemos de olvidar que lo que podríamos llamar “trabajo microbiológico” es, en muchas ocasiones, tedioso por lo laborioso y la parafernalia que necesita. Además, interesa así mismo recordar lo costoso que a veces resultan este tipo de analíticas, y la necesidad de personal bien cualificado que se necesita para llevarlas a cabo.

13 BENEFICIOS EN EL SUELO RESTAURADO TRAS LA ENMIENDA ORGÁNICA

El empleo de enmiendas orgánicas en la restauración de suelos degradados consigue mejorar las características físicas, químicas, bioquímicas y microbiológicas del suelo al que se adiciona. Entre las principales funciones de las enmiendas orgánicas en el suelo destacan; el desarrollo de los agregados del suelo; aprovisionamiento de nutrientes a las plantas, y reducción de la pérdida de agua, además de otras funciones beneficiosas (García y col., 2017).

13.1 Efectos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo

Uno de los efectos más característicos que provoca la enmienda orgánica en los suelos degradados es la mejora de sus propiedades físicas. La materia orgánica de los residuos orgánicos incorporados al suelo influye positivamente en estos. Diversos autores han observado que la aplicación de lodos de depuradora mejora la calidad del suelo mejorando sus propiedades físico-químicas, incrementado la agregación del suelo, su porosidad y capacidad de retención hídrica, y disminuyendo la densidad aparente (Ramulu, 2001; Garg y col., 2005; Diacono y Montemurro, 2010; Nkoa y col., 2014).

Sobre la **estabilidad de agregados** del suelo, Abiven y col. (2009) concluyeron en su estudio que el efecto de las enmiendas fácilmente biodegradables sobre los agregados del suelo es intenso pero transitorio, mientras que las enmiendas más resistentes a la degradación, como son las de carácter ligno-celulósico, tiene un efecto menos intenso, pero más duradero. Esta acción de la materia orgánica en la estabilización de agregados puede realizarse a través de dos posibles mecanismos (Van-Camp y col. (2004): i) Incremento de la cohesión entre partículas de los agregados, ii) Mejora de su

hidrofobicidad, lo que hace decrecer el riesgo de rotura. La comunidad microbiana incorporada al suelo con la enmienda orgánica también juega un papel importante en la evolución de los agregados (Bronick y Lal, 2005) ya que controlan la degradación de la materia orgánica. Así, la estabilidad de agregados es uno de los factores físicos que más afectan a la calidad del suelo y su fertilidad.

La riqueza en materia orgánica de los residuos orgánicos y su carácter coloidal mejora el balance hídrico del suelo, al aumentar la **capacidad de retención hídrica**, lo que permite al suelo resistir mejor los periodos de sequía (Mabuhay y col., 2006), asimismo, reduce la **densidad aparente** de los suelos (Mbagw, 1992), hecho atribuible a la baja densidad de estos productos, y su tendencia a aumentar el espacio poroso.

Además de los lodos de depuradora, residuos orgánicos compostados tales como los residuos urbanos han demostrado tener un efecto significativamente positivo sobre las propiedades físicas del suelo, produciendo igualmente un incremento en la estabilidad de agregados, capacidad de retención hídrica y porosidad (Albiach y col., 2001; Hernández y col., 2015).

Por otro lado, altas tasas de aplicación de lodo, incrementan la **capacidad de intercambio catiónico**, lo cual ayuda a las plantas a retener los nutrientes esenciales dentro de la zona de las raíces gracias a la presencia adicional de sitios de unión de cationes. La descomposición de las fuentes de materia orgánica produce cohesiones entre las partículas minerales y sustancias orgánicas, principalmente carbohidratos. Esto a su vez contribuye a mejorar la resistencia del suelo a la erosión (Annabi y col., 2006). La adición de las enmiendas orgánicas a los suelos degradados puede disminuir su **pH** (Pomares y Pratt, 1979), incrementarlo (Epstein y col., 1976) o no tener efecto sobre el pH (Gallardo-Lara y col., 1990). En cualquier caso, la modificación del pH del suelo dependerá de la capacidad tampón del mismo.

Las enmiendas orgánicas pueden presentar un contenido elevado en sales, especialmente los compost. Por ello, la adición de enmiendas orgánicas, particularmente a dosis elevadas, puede producir un incremento de la **CE** del mismo, lo cual puede afectar negativamente al ecosistema. No obstante, en ensayos de recuperación de suelos degradados se observó que, aunque la CE aumentaba inmediatamente después de la enmienda, el contenido en sales tendía a disminuir con el tiempo, debido al lavado de dichas sales por efecto de la lluvia, así como la absorción de nutrientes por la vegetación desarrollada de modo espontáneo en el suelo (Díaz, 1992; Ros, 2000).

La aplicación de materiales orgánicos también puede mejorar el estado nutricional del suelo, actuando como fuente de **macro y micronutrientes**. Los residuos orgánicos urbanos aumentan los contenidos en macro y micronutrientes del suelo, ya que se presentan en grandes cantidades en ellos (Ayuso y col., 1996; Tejada y col., 2006; O'Dell y col., 2007). Estos

materiales aportan el nitrógeno y fósforo, mayoritariamente en forma orgánica, mientras que el resto de macronutrientes son aportados en forma inorgánica.

13.2 Efectos sobre las propiedades microbiológicas y bioquímicas del suelo

La fracción biótica de la materia orgánica (formada por organismos vivos), desempeña un papel fundamental en los suelos, al ser la última responsable del estado de la materia orgánica, y en general, del desarrollo y funcionalidad de un ecosistema terrestre (Smith y Papendick; 1993). Los microorganismos, por tanto, influyen sobre los ecosistemas y sobre la fertilidad de los suelos, interviniendo tanto en el establecimiento de los ciclos biogeoquímicos de nutrientes, como en la formación de la estructura de los suelos (Harris y Birch, 1989).

La medida de la actividad enzimática del suelo es considerada como un método sensible propuesto como un indicador potencial de su calidad (Bhattacharya y col., 2016) ya que integra las características químicas, físicas y biológicas del suelo. Los cambios en la biomasa microbiana del suelo y en las actividades enzimáticas podrían reflejar modificaciones en los stocks de la materia orgánica y otras propiedades del suelo (Dick y Tabatabai, 1993).

Los suelos degradados presentan una baja actividad microbiana que incidirá negativamente en su calidad, fertilidad y productividad natural, ya que los ciclos biogeoquímicos de los elementos importantes en el suelo se desarrollan en los sistemas degradados con enorme dificultad, según se manifiesta por los escasos valores de actividades enzimáticas detectados en ellos. La incorporación de residuos orgánicos a los suelos va a producir una reactivación de sus propiedades microbiológicas y bioquímicas, estimulando la proliferación microbiana y su actividad metabólica, como consecuencia de los aportes de nuevas fuentes lábiles de carbono que van a servir como sustrato a la biota del suelo (Ros y col., 2003; Tejada y col., 2006). Este aumento se traduce, a su vez, en un incremento de las enzimas y metabolitos en el suelo.

Las enzimas son responsables de la mayor parte de las reacciones que intervienen en los procesos de mineralización e inmovilización de los nutrientes del suelo y, por tanto, están en relación con la disponibilidad de los mismos para la planta. Algunos de los metabolitos liberados por los microorganismos (vitaminas y/o aminoácidos, etc...) o moléculas de bajo peso molecular procedente de la mineralización de la materia orgánica, pueden influir de forma positiva y directa sobre el crecimiento vegetal (Albuzio y col., 1989).

Existe controversia sobre si la comunidad microbiana presente en la materia orgánica exógena incorporada al suelo, alterará o no la comunidad microbiana nativa de dicho suelo. Según Saison y col., (2006), la actividad microbiana intrínseca del compost empleado como enmienda, se une a la actividad de la población original del suelo con un mínimo impacto sobre comunidad microbiana nativa. Por el contrario, para Ondoño y col., (2014) la

incorporación de materia orgánica exógena a la matriz suelo puede modificar su comunidad microbiana al incorporar una considerable cantidad de microorganismos ligados al compost (hongos y bacterias), los cuales pueden resultar en una competición o antagonismo con los ya existentes en el suelo. El compost de residuos estimula la actividad microbiana en los suelos, aumentando la mineralización de la materia orgánica, apoyando así el crecimiento y la activación de los microorganismos (Scotti y col., 2016; Albiach y col., 2001; Heidari y col., 2016).

Por otro lado, la adición de otro tipo de enmienda orgánica al suelo como es el lodo de depuradora, en algunos casos se ha visto que puede producir algunos efectos negativos sobre las actividades enzimáticas del suelo debido a la presencia en el mismo de metales pesados (Kandeler y col., 2000), dependiendo del origen de éste. No obstante, también se ha observado que la aplicación como enmienda de lodos de depuradora aumenta la actividad microbiana, la tasa de respiración y actividades enzimáticas en ensayos a medio plazo (10 y 3 años respectivamente) (Pascual y col., 2000; Carlson y col., 2015). En la Tabla 5 se resumen los principales efectos de las enmiendas orgánicas empleadas en restauración de suelos degradados.

Propiedades	Efecto	Referencias
Propiedades físicas		
pH	Disminuye	Medina y col., 2015; Bastida y col.,
pH	Incrementa	Prayogo y col., 2014; Novak y col.,
Estabilidad de agregados	Incrementa	Nkoa y col., 2014; Garg y col., 2005
Densidad aparente	Disminuye	Nkoa y col., 2014; Ojeda y col., 2003
Capacidad de retención	Incrementa	Hernández y col., 2015; Nkoa y col.,
Porosidad	Incrementa	Hernández y col., 2015; Nkoa y col.,
Erosión	Disminuye	Garg y col., 2005; Ojeda y col., 2003
Propiedades químicas		
Carbono orgánico total	Incrementa	Kästner y Miltner, 2016; Calleja-
Conductividad eléctrica	Incrementa	Laird y col., 2010; Hargreaves y col.,
N y P	Incrementa	Debiase y col., 2016; Marron, 2015
Metales pesados	Incrementa	Walter y col., 2006; Zhang y col., 2006
Propiedades bioquímicas y microbiológicas		
Actividad microbiana	Incrementa	Calleja-Cervantes y col., 2015;
Respiración	Incrementa	Fernández-Getino y col., 2012; Pascual
Biomasa microbiana	Incrementa	Hernández y col., 2015; Alguacil y col.,

Tabla 5. Principales efectos de las enmiendas orgánicas empleadas en restauración de suelos degradados. Fuente: García y col., 2017

Debido a el largo periodo de tiempo requerido para que un suelo degradado alcance un nuevo equilibrio, el efecto de las enmiendas orgánicas debería ser estudiado en ensayos

de campo a largo plazo (Diacono y Montemurro, 2010). Sin embargo, cómo se ha expuesto anteriormente, la tasa de degradación de la materia orgánica varía enormemente dependiendo de su origen, grado de madurez, estabilidad, naturaleza del suelo, condiciones climáticas, etc. Por este motivo resulta interesante profundizar en el conocimiento de ensayos de restauración de suelos degradados bajo diferentes escenarios.

Según, Carlson y col., (2015), la calidad y cantidad de la enmienda orgánica incorporada al suelo tiene influencia en la eficacia del proceso de restauración. Tras la incorporación de enmienda al suelo encontraron que el mayor impacto sobre las actividades enzimáticas de éste, tuvieron lugar en el primer año de su aplicación. Así, en cuanto al estudio de la cantidad de enmienda, los efectos del tratamiento fueron transitorios y después de tres años, ciertas actividades enzimáticas presentaban niveles iguales o parecidos al tratamiento control. Por tanto, sugirieron que aplicaciones repetidas (al menos cada tres años), pueden ser necesarias para alcanzar beneficios a largo plazo. En cuanto a la calidad de la enmienda, en este estudio se proporcionaron evidencias de que el empleo de compost obtenido a partir de biosólidos produjo un cambio más significativo y duradero en los grupos de hongos que el empleo de residuos urbanos, probablemente debido a la capacidad de estos para degradar los compuestos orgánicos más recalcitrantes, la cual se fomenta al incorporar altas proporciones.

Muchos autores han afirmado que una única aplicación a alta dosis de materia orgánica es suficiente para recuperar la cobertura vegetal en suelos degradados (Carlson y col., 2015; Walter y col., 2006; Bastida y col., 2007) manteniendo altos niveles de C orgánico durante un largo periodo de tiempo. De acuerdo a Hernández y col., (2015), la incorporación de compost en grandes cantidades en una única aplicación produce las mayores mejoras en las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo y a un mayor incremento en el pool de C orgánico de suelos degradados de zonas semiáridas. Por ende, debido al bajo contenido de C orgánico en los suelos de estas zonas, estos suelos son capaces de admitir grandes aportes de materia orgánica exógena, la cual queda en parte fijada de forma estable en el suelo en forma de ácidos húmicos.

Normalmente, la dosis aplicada y el tiempo transcurrido desde la enmienda están estrechamente relacionados con el efecto en el suelo. En experimentos a **corto plazo**, altas tasas de aplicación producen una mayor respuesta en los parámetros bioquímicos y microbiológicos, mientras que las propiedades físicas del suelo no resultan tan afectadas, ya que las propiedades biológicas son más sensibles. Llovet y col., (2008), evaluaron el aporte a **medio-largo plazo** de una amplia gama de dosis y tipos de lodos de depuradora en experiencias de repoblación en ambiente semiárido seco. A los 7 años de tratamiento las

parcelas con alta dosis de enmienda presentaron un porcentaje de materia orgánica superior (6%) a las parcelas control (4%), mientras que a dosis moderadas o bajas de lodo no se observaron diferencias significativas. Estos datos indican que una buena parte de la enmienda se ha mineralizado, no llegando a formar parte de la materia orgánica del suelo. Nicolás y col. (2012) obtuvieron resultados parecidos aplicando grandes dosis de enmienda orgánica, mostrando los suelos enmendados mayores concentraciones de C orgánico que el control durante el periodo de estudio. Ya que se necesita un largo lapso de tiempo para que un suelo degradado alcance un nuevo equilibrio, el efecto de las enmiendas orgánicas sobre la materia orgánica del suelo debería ser estudiado en ensayos en campo a largo plazo (Diacono y Montemurro, 2010) más que a corto plazo.

Diferentes experimentos sobre el efecto a **largo plazo** de la adición de compost de diferente origen a suelos degradados demostraron que la incorporación de compost mejoraba propiedades biológicas del suelo, tales como el tamaño de las poblaciones microbianas (carbono de la biomasa microbiana), la respiración basal, el contenido en adenosin-tri-fosfato (ATP) y la actividad de diferentes enzimas (Ros y col., 2006; Tejada y col., 2006b, 2009). Este efecto es permanente en el tiempo, posiblemente debido a que la gradual descomposición del compost en el suelo mantiene una continua liberación de nutrientes que permite mantener a las poblaciones microbianas durante largos periodos de tiempo (Murphy y col., 2007).

En un estudio de recuperación de un suelo semiárido degradado mediante la adición única de la fracción orgánica de basura doméstica, estabilizada de modo natural durante 20 días, y a dosis de 65, 130, 195 y 260 Mg ha⁻¹, Bastida y col., (2007a) observaron que 17 años después de la enmienda, los suelos enmendados presentaban mayores contenidos de C de la biomasa microbiana, ATP, respiración basal y actividad de diferentes hidrolasas relacionadas con los ciclos de macronutrientes tales como ureasa, β -glucosidasa, proteasa y fosfatasa que el suelo control, mejorando por tanto la calidad microbiológica del suelo. Este efecto positivo sobre la calidad del suelo aumentaba al hacerlo la dosis de enmienda aplicada. En un experimento de campo sobre suelo degradado semiárido, se le incorporaron dosis de 150 y 450 Mg ha⁻¹ de la fracción orgánica de una basura doméstica y compostada, resultando en una mayor abundancia de grupos microbianos en los suelos de las parcelas que recibieron la mayor dosis de enmienda (García y col., 2012).

En muchas regiones Mediterráneas, los efectos negativos en el suelo como resultado de un manejo agrícola inadecuado son agravadas por factores mediambientales inherentes,

tales como sustrato litológico, relieve y clima semiárido (López Bermúdez y García Gómez, 2005).

En cuanto al impacto del manejo agrícola en estas zonas, Almagro y col., (2016) observaron que, cambios de labranza intensiva a otras más conservadoras (reducción de la labranza junto a la aplicación de abono verde), conducía a la mejora en la estructura y calidad del suelo en agrosistemas semiáridos mediterráneos de cultivo de almendra, reduciendo de manera paralela la erosión del suelo, e incrementando el secuestro de carbono en estos suelos de secano. Según Chocano y col., (2016) en un trabajo de campo a medio plazo (11 años) en suelo agrícola de cultivo de ciruela, concluyeron que la adición repetida de compost fue más efectiva en el incremento del pool de C orgánico del suelo, contenido en sustancias húmicas y producción, y en la mejora de la actividad y abundancia de la población microbiana del suelo que el abono verde, restos de poda ó biofertilizantes respecto al control.

Por último, tendremos que elegir aquellas prácticas que nos permitan alcanzar nuestros objetivos teniendo siempre en cuenta que la construcción y mantenimiento de la materia orgánica requiere un esfuerzo sostenido pero que puede ser hecho (Cooperband, 2002).

14 EL COMPOSTAJE DOMICILIARIO Y/O COMUNITARIO: UNA OBLIGACIÓN Y UNA NECESIDAD CON NUESTROS RESIDUOS DOMÉSTICOS

Nuestra responsabilidad como ciudadanos pasa por cuidar nuestro medio ambiente. Y en este aspecto, a los residuos domésticos que generamos hemos de darles la mejor salida ambiental posible para evitar problemas de contaminación excesiva e incontrolada. De nuestra basura doméstica, el papel, cartón vidrio, envases,... sabemos cómo reciclarlos.

Ahora queremos con esta propuesta, conseguir que nosotros mismos seamos capaces de dar salida a la parte orgánica (restos de comida principalmente), convirtiéndola mediante un adecuado proceso (compostaje), en abono para nuestras plantas y campos.

El compostaje tiene grandes beneficios tanto para el ciudadano que se decide a hacerlo en su parcela como, a nivel municipal, para un ayuntamiento que quiere hacer una gestión ecológica de sus residuos:

1. Se contribuye a reducir de una forma significativa la cantidad de residuos que van a parar a vertederos. Además, se minimizan los vertidos y quemas incontroladas, mejorando con ello el aspecto de nuestras calles.

2. El compostaje a nivel doméstico produce un importante ahorro en la gestión municipal, al reducir los costes de transporte y tratamiento de residuos.
3. Con el compostaje doméstico se consigue un producto de alta calidad, mucho mejor que otros productos comerciales utilizados. Al ser un producto natural, evitamos tener que utilizar productos químicos, contaminantes y a la larga perjudiciales. De esta forma podemos abonar nuestro jardín o huerto de una forma ecológica, sencilla y barata.
4. El compostaje doméstico, por último, es una potente herramienta de educación ciudadana, consiguiendo cambios de comportamiento y actitud ante el problema de los residuos.

14.1 Apostando por el compostaje

El compostaje trata de simular lo que sucede en la naturaleza. En esa naturaleza se forma en la parte superficial del suelo una capa de tierra rica en nutrientes llamada humus (materia orgánica estable). El humus se forma debido a la descomposición de los restos vegetales y animales que realizan diversos seres vivos, entre ellos los microorganismos, y procesos para su estabilización. Este proceso es natural y se lleva a cabo durante un periodo prolongado de tiempo (años). Además, el "humus" formado es responsable de una parte muy importante de la fertilidad y productividad de los suelos.

En general, se sabe que las plantas no pueden tomar los minerales del suelo directamente; necesitan que estén en una determinada forma para poderlos asimilar. Para ello se necesita que ciertos organismos los transformen las sustancias no directamente asimilables, y las conviertan en asimilables. En una tierra con materiales en descomposición (materia orgánica), abundan dichos organismos y por tanto mejoran la fertilidad de las plantas.

El compostaje pretende imitar el proceso natural de formación de humus de manera acelerada, incentivando dicho proceso con temperatura y humedad idóneas para que los microorganismos existentes realicen mejor su trabajo, y se obtenga al final un producto llamado compost. El compost es el resultado de la descomposición aerobia (en presencia de oxígeno) de la materia orgánica en las condiciones adecuadas de humedad, temperatura, oxigenación, pH, cantidad de organismos etc. Si el proceso es correcto, se obtendrá composts con alta calidad, similar al "humus" de los suelos.

En el compostaje, los residuos orgánicos se van a descomponerse y transformarse en sustancias orgánicas simples, dando lugar a la formación de compost. El compost no sólo enriquece el suelo mediante sustancias orgánicas asimilables, sino que mejora la estructura del mismo, ayudándole a retener la humedad y obteniendo una tierra más esponjosa.

El compostaje, o transformación en compost de la fracción orgánica de los residuos, puede ser centralizado o descentralizado. Entendemos por **compostaje centralizado** el que se realiza en una planta de compostaje a la que llegan los residuos procedentes de la recogida municipal, previa separación selectiva en los domicilios. Mientras que en el **compostaje descentralizado** es el propio generador de los residuos quien los gestiona, llevando a cabo el proceso de compostaje, a menor escala en su propio domicilio.

El **compostaje descentralizado** presenta ventajas considerables frente al compostaje en planta:

- Disminución de costes de tratamiento de los residuos a nivel municipal
- Mejor separación selectiva de los residuos destinados a hacer compost
- Mejor calidad del producto obtenido
- Mayor conciencia y sensibilización de la población

14.2 Más sobre el proceso de compostaje

El compost se forma por la acción de millones de organismos y microorganismos los cuales descomponen la materia orgánica, transformándola en un producto orgánico estable (COMPOST), y que es la finalidad del mencionado proceso de compostaje. Los microorganismos son los que conducen el mencionado proceso de transformación; las diferentes poblaciones microbianas se van alternando para degradar la materia orgánica poco estable (la comen para su propia vida), y dan paso a otras poblaciones que ya se encargan de la estabilización del producto final; todo esto se cumple a través de diferentes fases del proceso de compostaje, dependiendo del estado de los materiales orgánicos, los nutrientes que aportan, de su la humedad, de su aireación, y de la temperatura.

El proceso de compostaje se desarrolla en varias fases con diferente temperatura:

- Fase inicial a temperatura baja (mesófila).

Comienza cuando formamos el montón de restos orgánicos. Los microorganismos que se alimentan de estos restos son bacterias que viven en temperaturas de hasta 45°C. Debido a la actividad bacteriana, la temperatura aumenta progresivamente ya que los

microorganismos comen carbono y respiran CO₂ (elevación de temperatura). Los organismos liberan ácidos, lo que provoca una disminución del pH en el medio. Esta fase puede durar hasta 15 días.

- Fase de elevada temperatura (termófila).

El aumento de temperatura provoca la proliferación de bacterias y hongos termófilos presentes en los residuos en estado latente, que viven en temperaturas de 45°C a 75°C. En esta fase se comienza a obtener sustancias orgánicas simples. La elevada temperatura provoca la esterilización del medio, eliminando patógenos, larvas y semillas. Se comienza a formar amonio, lo que produce disminución del pH. La actividad bacteriana va disminuyendo en función de la y por tanto la temperatura también lo hace.

Debido a que la disponibilidad de alimento va siendo cada vez menor, la actividad bacteriana también disminuye, y por tanto, la temperatura también lo hace. Esta etapa se desarrolla en aproximadamente 3 meses.

En ambas etapas es necesaria una adecuada aireación para que el proceso se produzca en condiciones aerobias (en presencia de oxígeno), así como una humedad en torno al 50% que permita la vida de los descomponedores.

- Fase de enfriamiento y maduración.

Se considera que esta etapa comienza cuando la materia orgánica está prácticamente toda descompuesta, la temperatura sigue descendiendo, y el pH tiende a la neutralidad. Al terminar la maduración, la materia orgánica inicial se ha transformado en un producto estable en el que ya no se reconocen los materiales orgánicos que se habían aportado al comenzar. Para que la maduración se completa debemos esperar al menos un mes. De esta manera nos aseguramos de que los descomponedores han abandonado la pila de compost por ausencia de alimento.

14.3 Compostaje a nivel domiciliario o comunitario

Nuestra propuesta de futuro pasa por incrementar el compostaje domiciliario y/o comunitario, siempre que sea posible. Hablamos de llevar a cabo un proceso de compostaje con nuestros propios residuos en:

Compostaje domiciliario:

- Casas de campo, con jardín o huerto;

- Casas de huerta, o chalets individuales, donde puedan aprovechar sus propios residuos;
- Pequeños agricultores con parcelas de campo de pequeño tamaño, donde puedan mezclar sus residuos agrícolas con sus residuos domésticos.

Compostaje comunitario:

- Conjunto de casas, con posibilidad de reciclar sus propios residuos, y que, en lugar de hacerlo de manera individualizada, se realiza en un lugar conjunto donde se depositan los residuos individuales.
- Conjunto de parcelas de huerta, similares en tamaño y cercanas entre ellas, que decide gestionar sus residuos de manera conjunta.

14.4 El compostador

Para hacer compost bastaría, como metodología más sencilla, con apilar los residuos y taparlos con un material poroso para evitar pérdidas elevadas de temperatura y de humedad. Pero lo más conveniente, práctico y seguro, es utilizar un compostador, en el que controlaremos normalmente mucho mejor las condiciones del proceso, y podremos disponer dentro del mismo, el conjunto de materiales orgánicos a compostar con más facilidad.

La capacidad del compostador dependerá básicamente de nuestra producción de desechos y de la extensión de nuestro jardín o huerto. Entre otras cosas, deberemos valorar a la hora de elegir el tamaño la cantidad de plantas en jardín y huerto, las podas anuales que hagamos, el número de árboles y arbustos de hoja caduca, la superficie de césped plantada, el número de habitantes en el hogar, el número de comidas diarias realizadas en casa, etc.

Sobre el compostador, indicaremos que en el mercado existen multitud de modelos, normalmente de plástico reciclado, con distintos tamaños, precios y calidades. Normalmente los compostadores suelen estar diseñados para que ayuden a controlar mejor las condiciones de aireación y temperatura, para un adecuado proceso de compostaje. Además, garantizan que no va a entrar agua de lluvia en su interior. Suelen tener una estética y constan de colores que les hace pasar desapercibidos en el jardín. Los más cómodos son aquellos que pueden ser abiertos por los lados o por la parte baja, ya que ello facilitará mucho cualquier operación que debamos hacer en el compostador (visionado del montón, riego, volteo, sacar el compost, etc.).

Nosotros mismos podemos fabricarnos un compostador más sofisticado o menos. Lo único que debemos tener en cuenta es procurar un lugar donde depositar los materiales orgánicos, que no les falte aireación, que puedan retener la temperatura y la humedad y que estén suficientemente aislados de la lluvia. Otras cuestiones que podemos tener en cuenta son la facilidad para disponer y echar los materiales, comodidad de trabajar en él, tamaño, reutilización de materiales para su fabricación, durabilidad, estética, etc.

14.5 Haciendo compost: el proceso a nivel domiciliario

- a) Lo primero que debemos hacer es encontrar un buen sitio donde colocar nuestro compostador. Siempre deberá ser sobre suelo (tierra, césped...) para facilitar la entrada de organismos y evitar que se compacten los materiales. Además procuraremos que sea sombreado y protegido del aire, para prevenir un exceso de calor y la desecación del montón. Un lugar ideal puede ser bajo un árbol frondoso de hoja caduca, que dé sombra en verano y sol en las épocas más frías. Un último aspecto que tenemos que tener en cuenta es la accesibilidad, es decir, buscaremos un lugar en el que podamos trabajar sin dificultad a la hora de echar los residuos, voltear, sacar el compost, regarlo, acumular restos vegetales, etc.
- b) Previamente a introducir los materiales en el compostador, tendremos que almacenar restos vegetales del jardín y restos de comida durante unos días. Hay que disponer de una cantidad mínima de residuos para que comience adecuadamente el proceso.
- c) Interesa colocar una capa de unos 10 cm de materiales leñosos. Sirve de base para evitar que se compacte y facilitar la entrada de aire. Echar dos partes de materiales frescos por cada uno de secos. Además, un poco de material leñoso en la capa superior hará labores de "biofiltro", eliminando en parte posibles malos olores.
- d) Conviene mezclar y remover periódicamente para mantener una adecuada aireación; sobre todo, hay que remover cuando la temperatura sea elevada, pues si sobrepasa los 65-70 °C, se destruirán hongos útiles para nuestro compost.
- e) Cuanto más heterogénea sea la mezcla, mejor y más rápido se realizará el proceso de compostaje (más variación de elementos nutritivos llevará).
- f) Lo ideal es llenar inicialmente el compostador con al menos una cantidad de material que llegue a unos 50 cm, pues cuanto más llena mejor se darán las condiciones del proceso.

- g) El compostador, para evitar pérdidas de humedad, y algunos olores, deberá estar siempre tapado, pero no hermético.

14.6 El proceso de compostaje: guía

Aunque algunos de los criterios que ahora se señalan ya han sido indicados anteriormente, creemos que es importante matizar algunos de ellos:

- Deberemos comenzar con un montón que tenga cierta entidad; como antes se ha señalado, si es posible de unos 50 cm como mínimo, pero cuanto más grande mejor. Los restos vegetales los trituraremos o cortaremos, porque cuantos más pequeños sean, antes se descompondrán (este aspecto es clave; trozos grandes no se pueden compostar en poco tiempo pues los microorganismos no los degradarán).
- En el fondo del compostador pondremos un lecho de material leñoso, de unos 10 cm., para facilitar la entrada de aire al montón. Este lecho funciona como un colchón para los materiales, dificultando que se compacten. Asimismo, en la parte superior también colocaremos una capa de leñoso.
- Incorporaremos los materiales bien mezclados entre ellos, tanto materiales verdes o frescos como materiales leñosos o secos. Cuanto más heterogénea sea la mezcla mejor se nos hará el compost. Intentaremos que la cantidad de materiales frescos sea el doble que los secos. Así garantizamos una correcta relación de Carbono y Nitrógeno y que haya oxígeno y humedad suficientes.
- La temperatura del montón subirá sensiblemente. Pasados unos días veremos que el volumen de los materiales desciende. Seguiremos agregando materiales según los vayamos generando, intentando guardar las proporciones de dos partes de frescos por una de secos. Al introducirlos, los mezclaremos bien con ayuda de una horca, un rastrillo o una pala. Mezclar, mezclar y mezclar.
- Pasados de 3 a 6 meses, la parte inferior del montón (que es la que más tiempo lleva descomponiéndose) se habrá transformado en una tierra vegetal de color marrón oscuro, de textura grumosa y de olor parecido a tierra de bosque. Esto es el compost. Lo sacaremos por la parte de abajo y lo cribaremos para separar elementos que todavía no se hayan descompuesto totalmente (palos, hojas...) (Ojo,

todos estos materiales los depositaremos de nuevo en el compostador, para que continúen su proceso de descomposición).

- Una vez cribado el compost, lo dejaremos reposar a cubierto durante 15-30 días para dar tiempo a que madure totalmente y asegurar que no contiene invertebrados. ¡Enhorabuena! El compost estará listo para ser utilizado en macetas, jardín, huerto, semilleros... Y el proceso continuará de forma ininterrumpida si seguimos echando materiales orgánicos.

14.7 Importante: materiales que se pueden compostar y cuáles no

La materia orgánica doméstica y vegetal que se va a compostar está compuesta principalmente por carbono y nitrógeno. El carbono abunda en las partes leñosas de las plantas, como la paja, serrín, ramas... Es el principal formador de la lignina, celulosa y los azúcares, y por tanto del papel y cartón. Podemos generalizar diciendo que en los materiales secos encontramos la mayor cantidad de Carbono.

El nitrógeno predomina en las partes verdes de las plantas, así como en los restos de comida, excrementos de animales, césped verde... es decir, en los restos que contienen más humedad.

Al principio del proceso de compostaje se sabe que los microorganismos consumen unas 30 veces más carbono que nitrógeno, por tanto, si queremos que se composte en condiciones óptimas, debemos aportar una mezcla de materiales que mantenga las proporciones deseadas (relación C/N alrededor de 30). Estas son condiciones ideales, pero se pueden variar según las necesidades.

Los materiales verdes (con abundancia de nitrógeno) favorecen el aumento de la velocidad de la descomposición, pero no generan gran cantidad de producto. En cambio, los materiales secos o leñosos (con abundante carbono) sirven para mejorar la aireación del montón y se descomponen más lentamente, pero incrementan el volumen del producto final.

De manera muy general, y para que pueda servir de guía, para alcanzar ese valor idóneo de relación C/N de 30, nuestro consejo es integrar una parte seca por cada dos de material húmedo.

Al compostador echaremos exclusivamente materiales orgánicos (nada de plásticos envases,...; todo ello deberá ser reciclado aparte).

Como ejemplos, podemos aportar:

- a) Restos de cocina: mondas de fruta, restos de verduras, cáscaras de huevo, posos de café, bolsas de infusiones... Restos de carne y pescado cocinado se pueden introducir, pero en cantidades pequeñas, bien troceados y que no estén echados a perder.
- b) Restos de jardín: podas, césped, hojas secas...; esencial un tamaño idóneo para introducirlo en el proceso (1-5 cm). Esto formará parte esencial del compost que obtengamos.
- c) Estiércol de animales herbívoros (si se disponen de ellos)
- d) Papel y cartón (muy troceado y en pequeñas cantidades). Esto podría ser introducido, pero se recuerda que se puede reciclar por sí solo, y sería conveniente separarlo. Si el papel tiene alguna tinta especial, desde luego es mejor no incorporarlo al compostaje.

No debemos echar:

- a) Excrementos de perros o gatos: ya que pueden contener patógenos.
- b) Materiales inorgánicos: no se van a descomponer (ceniza de carbón mineral, plástico, metal, vidrio, telas, filtros de cigarrillo...)
- c) Papeles satinados o con tintas de color: contienen metales pesados que contaminan el compost.
- d) Restos de carne y pescado en descomposición y en exceso, ya que su transformación causará malos olores.
- e) Productos que contengan grasas: ésta forma una película que dificulta la oxigenación.
- f) Restos de aspiradora o de barrido: pueden contener metales pesados.

15 USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST) EN SUELOS

Las enmiendas orgánicas no son “fertilizantes” en sentido estricto. Es cierto que dependiendo de la enmienda y los residuos orgánicos que incorpora, sí dispondrá de un cierto carácter fertilizante; aportará N si son residuos ganaderos, o algunos urbanos; K si son residuos vegetales, etc. Pero lo que sí aportan al suelo las enmiendas orgánicas, es C orgánico y todo el beneficio que ello conlleva sobre propiedades importantes de los suelos. También participan en secuestrar parte del C aportado, al suelo, y ello hace mitigar el cambio climático.

Algunos puntos a tener en cuenta cuando se usan enmiendas orgánicas en agricultura, se exponen a continuación:

- Cuando se usan enmiendas orgánicas hay que tener en cuenta que van a incidir sobre el suelo receptor. Es obligatorio conocer perfectamente el suelo al que van a ir dichas enmiendas orgánicas. Si necesitamos ir consolidando la fertilización “orgánica” frente a la mineral, hemos de tener presente que deberemos de usar enmiendas orgánicas de “calidad”, para evitar cualquier riesgo derivado de la adición de enmiendas orgánicas al suelo.
- Residuos orgánicos de interés son aquellos procedentes de basura doméstica, junto con poda vegetal y restos vegetales. No hay problema en la puesta en el suelo de este tipo de residuos orgánicos, una vez compostados de manera adecuada. De todas formas, para hacer compost pueden ser incorporados diferentes tipos de residuos orgánicos, por ejemplo, de origen animal como los estiércoles. Para elegir los residuos adecuados interesa tener presente su propia calidad (relación C/N, tipo de calidad en su carbono, etc.
- Huella de carbono. Lo indicado en el punto anterior confirma que para valorar desde una perspectiva ambiental las enmiendas orgánicas, hay que tener presente su huella de C de manera general: ¿dónde se produce? ¿qué cuesta ambientalmente su producción? ¿y su transporte? Es importante conocer la disponibilidad de esos residuos (si son o no estacionales, dónde se producen y su distancia a donde quiero emplearlos, etc.
- Como ya se ha comentado, dentro de los residuos orgánicos más importantes que pueden actuar como enmiendas orgánicas de suelos, está la fracción orgánica de la basura doméstica. Este tipo de material se produce de forma diaria y puntual, y hay que darle obligatoriamente, una salida. Es un material que puede ser compostado, estabilizado e higienizado, y puede hacer un buen papel como enmienda orgánica de suelos. Este tipo de residuos orgánico es particularmente de interés ya que forma parte de los Programas de Compostaje Doméstico o Comunitario.

- El principal objetivo de la aplicación de una enmienda orgánica en suelos agrícolas es el de mejorar los niveles de materia orgánica. En este sentido, España es el país de la UE del área mediterránea con menor contenido medio de carbono orgánico en el suelo (4 veces menor que la media). En este hecho influye tanto su propia climatología, como el uso y manejo agrícola que a veces se han realizado sobre nuestros suelos.
- No es sencillo definir inicialmente los efectos que va a tener la aplicación a los suelos de enmiendas orgánicas; en primer lugar, porque ello va a depender de la calidad de esa enmienda orgánica (de qué residuos orgánicos procede), y de las características del suelo receptor, así como del manejo agrícola que se realice (sobre qué cultivos se aplica, cómo se aplica, si se usan fertilizantes de otro tipo, etc.).
- En condiciones normales de uso agrícola de enmiendas orgánicas, y desde un punto de vista general, se recomienda que las aplicaciones de enmiendas se realicen a dosis entre 1-4 kg por m², si bien esto va a depender del cultivo y de la propia calidad de la enmienda. La cantidad podría ser algo mayor si la calidad de la enmienda es excelente, y si se busca incidir positivamente en el secuestro de C por el suelo.
- La aplicación de la enmienda, también como consideración general, se recomendaría enterrarla en la capa arable del suelo, para que su puesta en el suelo sea lo más homogénea posible. También, la recomendación es no ejercer sobre el suelo arados profundos y continuados, para evitar pérdidas de C como CO₂ debido a la mineralización tanto del propio C de la enmienda, como del autóctono del suelo.
- Formas de aplicación de las enmiendas orgánicas en agricultura. Como norma general, las enmiendas orgánicas se aplicarán a la salida del invierno, evitando su aplicación en otoño. Esto debe considerarse orientativo. Asimismo, la aplicación del compost como enmienda principal se realizará entre las calles de la plantación. La forma más común, por ser la más fácil, podría ser mediante la utilización de un esparcidor de abonos; lo importante es que el producto quede perfectamente incorporado en el suelo y se facilite su descomposición en el suelo receptor, de manera adecuada.
- Existe una normativa derivada del uso de residuos orgánicos (enmiendas) a los suelos desde un punto agrícola; hay que advertir de que hay que cumplir dicha normativa sobre el momento de la aplicación de las enmiendas, a qué distancia de núcleos urbanos se puede actuar, no perjudicar a acuíferos existentes, etc.
- Las enmiendas orgánicas, además de favorecer el incremento de los niveles de carbono orgánico del suelo, presentan otras ventajas, como son las mejoras en propiedades físicas del suelo (aumento de la porosidad de éste y disminución de la

compactación, así como de la retención hídrica; efecto sobre propiedades químicas y nutricionales, estrategias para incrementar el secuestro de carbono, favorecer la biodiversidad de suelos, etc.

- Se vuelve a insistir que conocer las características del suelo receptor y la composición de la enmienda: Este aspecto es de gran importancia porque va a determinar la dosis óptima de producto a aplicar para los fines que se pretende conseguir. De esta manera, se evitará alteraciones de la calidad del suelo y toxicidades o carencias en la planta.
- La aplicación de enmiendas orgánicas debe ser una práctica beneficiosa para el cultivo, a la vez que para el medioambiente. Sin embargo, no todas son ventajas las que pueden señalarse respecto a la aplicación de una enmienda orgánica como el estiércol. Este, en dosis elevadas aumenta la salinidad del suelo, elevando el pH, además de aumentar la concentración en el suelo de nitrato, nitritos, amonio, y otros iones tóxicos. En general, los excrementos animales son salinos y de pH alcalino, fundamentalmente por liberar nitrógeno en forma de urea, que se descompone posteriormente formando amoníaco. Contenidos relativamente altos de sales, pueden ser perjudiciales para las plantas frutales establecidas, por lo cual, una vez aplicada la enmienda orgánica a la forma de estiércol de ave, es conveniente regar con abundante agua, para infiltrar hacia capas más profundas el exceso de sales que trae el estiércol.

16 CONCLUSIONES

Como ha sido puesto de manifiesto claramente en suelos agrícolas, su fertilidad depende en gran medida de su contenido en materia orgánica (carbono orgánico). Por desgracia, muchos de nuestros suelos están sometidos a procesos de erosión, contaminación, sobreexplotación, etc., que les hace perder parte de su materia orgánica, y con ello su productividad y biodiversidad. Ello conduce a la degradación de un recurso natural tan importante como es el suelo.

Una estrategia que se considera adecuada para paliar la disminución de materia orgánica de los suelos, y con ello, su fertilidad, es la incorporación a dichos suelos de enmiendas orgánicas como fuente exógena de materia orgánica. Las enmiendas orgánicas deben de ser “de calidad”, para no producir ningún perjuicio en el suelo receptor, muy al contrario, su introducción en el mismo en suelos agrícolas debe de servir para mejorar sus propiedades agronómicas, y beneficiar tanto a la fertilidad edáfica del sistema, como a la diversidad microbiana del suelo receptor.

Dentro de la búsqueda de enmiendas orgánicas para suelos agrícolas, hemos de contar con muchos de los residuos orgánicos existentes (de origen urbano, agrícola, agroindustrial, etc.). En particular, la materia orgánica contenida en las basuras domésticas tiene especial interés ya que tiene una producción constante, y tenemos necesidad de buscar una salida racional y ambiental a la misma. Esa materia orgánica, si se separa en origen, y es además sometida a procesos de compostaje adecuados, es capaz de convertirse en un "compost de calidad", bien sola o mezclada con residuos de poda agrícola, muy útil para este propósito. Programas de compostaje domiciliario y/o comunitario, son experiencias positivas que ponen en valor la necesidad de reciclar nuestros residuos orgánicos, y los beneficios que su entrada en los suelos puede producir.

17 ALGUNAS REFERENCIAS DE INTERÉS

- Abiven, S., Menasseri, S., Chenu, C., 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability: A literature analysis. *Soil Biol. Biochem.* 41, 1-12.
- Acevedo, E., Carrasco, M., León, O., Silva, P., Castillo, G., Ahumada, I., Borie, G., González, S., 2005. Informe de criterios de calidad de suelo agrícola. Servicio Agrícola y ganadero. Ministerio de Agricultura. Gobierno de Chile. 205 p.
- Aguilera, S.M., 2000. Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos. Simposio Proyecto Ley Protección de Suelo. Boletín N°14. Valdivia 77-85.
- Albadalejo, J., Martínez-Mena, M., Castillo, V., 1994. Changes in soil physical properties induced by soil degradation. Transaction of the 15th World Congress of Soil Science, vol 2b. ISSS Publisher, Acapulco, pp 250-252.
- Albadalejo, J., Castillo, V., Díaz, E., 2000. Soil loss and runoff on semiarid land as amended with urban solid refuse. *Land Degrad. Develop.* 16, 551-559.
- Albadalejo, J., López, J., Boix-Fayos, C., Barberá, G.G., Martínez-Mena, M., 2008. Long-term effect of a single application of organic refuse on carbon sequestration and soil physical properties. *J. Env. Qual.* 37, 2093-2099.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F., 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresour. Technol.* 76 (2), 125-129.
- Albuquerque, J.A., González, J., García, D., Cegarra, J., 2004. Agrochemical characterisation of "alperujo", a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresour. Technol.* 91, 195-200.

- Alburquerque, J.A., González, J., Tortosa, G., Baddi, G.A., Cegarra, J., 2009. Evaluation of "alperujo" composting based
- Almagro, M., de Vente, J., Boix-Fayos, C., García-Franco, N., Melgares de Aguilar, J., González, D., Solé-Benet, A., Martínez-Mena, M., 2016. Sustainable land management practices as providers of several ecosystem services under rainfed Mediterranean ecosystems. Mitig. Adapt. Strat. Glob. Change. 21, 1029-1043.
- Alvarenga, P., Mourinha, C., Fartos, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., Morais, M.C., Cunha-Queda, C., 2015. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus
- Álvaro-Fuentes, J., Easte, r M., Cantero-Martínez, C., Paustian, K., 2011. Modeling soil organic carbon stocks and their changes in the northeast Spain. Eur. J. Soil Sci. 62, 685-695.
- Álvarez de la Puente, J.M., García Ruiz, R., Jáuregui Arana, J., Martín Pérez, A., 2011. Compostaje de alperujos y mejora del suelo de olivar en Andalucía. En; Compostaje. Salud del suelo y uso de energía en el mundo rural. Libro de Actas del II Simposio de Compostaje "Salud del suelo y uso de la energía en el mundo rural". CFEA "Pedro Murias". Vilaframil-Ribadeo. 27-29 de Julio de 2011.
- Ayuso, L.M., 1995. Utilización de residuos orgánicos como enmiendas orgánicas sólidas y líquidas: Valoración agronómica y efectividad frente a enmiendas tradicionales. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Ayuso, L.M., Pascual, J.A., García, C., Hernández, T., 1996. Evaluation of urban wastes for agricultural use. Soil Sci. Plant Nutr. 42, 105-111.
- Bardgett, R.D., McAlister, E., 1999. The measurement of the soil fungal:bacterial biomass ratios as an indicator of ecosystem self-regulation in temperate meadow grasslands. Biol. Fert. Soils. 29, 282-290.
- Bastida, F., Kandeler, E., Hernández, T., García, C., 2008 a. Ben-davidHortalZelles. Microb. Ecol. 55, 651-661.
- Bastida, F., Kandeler, E., Moreno, J.L., Ros, M., García, C., Hernández, T., 2008 b. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. Appl. Soil Ecol. 40, 318-329.
- Bastida F., Hernández T., Albadalejo J., García C., 2013. Phylogenetic and functional changes in the microbial community of long-term restored soils under semiarid climate. Soil Biol. Biochem. 65, 12-21.

- Bastida, F., Selevsek, N., Torres, I.F., Hernández, T., García, C., 2015. Soil restoration with organic amendments: linking cellular functionality and ecosystem services. *Sci. Rep.* 5, 15550.
- Bautista, A., Etchevers, J., del Castillo, R.F., Gutiérrez, C., 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas* 13(2), 90-97.
- Bello, A., López-Pérez, J.A., Díaz-Viruliche, L., Tello, J., 2000. Alternativas al bromuro de metilo como fumigante del suelo en España. In: R. Labrada (ED.) Report on validated Methyl Bromide alternatives. FAO, Rome, 13 pp.
- Ben-David, E.A., Zaady, A., Sher, Y., Nejdat, A., 2011. Assessment of the spatial distribution of soil microbial communities in patchy arid and semi-arid landscapes of the Negev Desert using combined PLFA and DGGE analyses. *Fems. Microbiol. Ecol.* 76, 492-503.
- Blanchet, G., Gavazov, K., Bragazza, L., Sinaj, S., 2016. Responses of soil properties and crop yields to different inorganic and organic amendments in a Swiss conventional farming system. *Agr. Ecosyst. Environ.* 230, 116-126. 48. doi: 10.1010/j.agee/2016.05-032.
- Blum, W.E.H., 2005. Functions of Soil for Society and the Environment. *Rev. Environ. Sci. Bio.* 4 (3), 75-79.
- BOE-A-2011-13046. Ley 22/2011, de 28 de Julio, de residuos y suelos contaminados.
- Böhme, L., Langer, Y., Böhme, F., 2005. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 109, 141-152.
- Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Imeson, A.C., 2001. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena* 44, 47-67.
- Börjesson, G., Menichetti, L., Kirchmann, H., 2012. Soil microbial community structure affected by 53 years of nitrogen fertilization and different organic amendments. *Biol. Fert. Soils* 48, 245-257.
- Bossio, D., Scow, K.M., Gunapala, N., Graham, K., 1998. Determinants of soil microbial communities: effects of agricultural management, season, and soil type on phospholipid fatty acid profiles. *Microb. Ecol.* 36, 1-12.
- Bouajila, K., Sanãa, M., 2011. Effects of organic amendments on soil physico-chemical and biological properties. *J. Mater. Environ. Sci.* 2, 485-490.
- Bouyoucos, G.J., 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agron.J. Madison*, 54(3), 464-465.

- Bowles, T.M., Acosta-Martínez, V., Calderón, F., Jackson, L.E., 2014. Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. *Soil Biol. Biochem.* 68, 252-262.
- Boyrahmadi, M., Raiesi, F., 2018. Plant roots and species moderate the salinity effect on microbial respiration, biomass and enzyme activities in a sandy clay soil. *Biol. Fert. Soils* 54, 509-521.
- Brady, N.C., Weil, R.R., 2008. The nature of properties of soil, 14 ed. Prentice-hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Brant, J.B., Sulzman, E.W., Myrold, D.D., 2006. Microbial community utilization of added carbon substrates in response to long-term carbon input manipulation. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2219-2232.
- Bravo Martín-Consuegra, S., García-Navarro, F.J., Amorós-Ortiz-Villajos, J.A., Pérez de los Reyes, C., Higuera, P.L., 2016. Effect of the addition of sewage sludge as a fertilizer on a Sandy vineyard soil. *J. Soils Sediments* 16 (4), 1360-1365.
- Brebdecke, J.W., Axelson, R.D., Pepper, I.L., 1993. Soil microbial activity as an indicator of soil fertility: Long-term effects of municipal sewage sludge on an arid soil. *Soil Biol. Biochem.* 25(6), 751-758. doi: 10.1016/0038-0717(93)901117-5.
- Bronick, C.J., Lal R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, 3-22.
- Brookes, P.C., Cayuela, M.L., Contín, M., De Nobili, M., Kemmitt, S.J., Mondini, C., 2008. The mineralisation of fresh and humified soil organic matter by the soil microbial biomass. *Waste Manage.* 28(4), 716-722. doi: 10.1016/j.wasman.2007.09.025.
- Bruun, T.B., Elberling, B., de Neergaard, A., Magid, J., 2015. Organic carbon dynamics in different soil types after conversion of forest to agriculture. *L. Degrad. Dev.* 26, 272-283. DOI: 10.1002/ldr.2205.
- Burns, R.G., Davies, J.A., 1986. The microbiology of soil structure. *Biol. Agric. Hortic.* 3(2-3), 95-113.
- Burns, R.G., DeForest, J., Marxsen, J., Sinsabaugh, R., Stromberger, M.E., Wallestein, M., Weintraub, M.N., Zoppini, A., 2013. Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. *Soil Biol. Biochem.* 58, 216-234. doi: 10.1016/j.soilbio.2012.11.009.

- Busby, R.R., Torbet, H.A., Gebhart, D.L., 2007. Carbon and nitrogen mineralization of non-composted and composted municipal solid waste in sandy soils. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1277-83. doi: 10.1016/j.soilbio.2006.12.003.
- Campbell, C.A., Zentner, R.P., 1993. Soil organic matter as influenced by crop rotations and fertilization in an aridic haploboroll. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1034-1040.
- Cantrell, I.C., Linderman, R.G., 2001. Preinoculation of lettuce and onion with VA mycorrhizal fungi reduces deleterious effects of soil salinity. *Plant Soil* 233, 269-281.
- Carrasco, L., Caravaca, F., Azcón, R., Roldán, A., 2009. Soil acidity determines the effectiveness of an organic amendment and a native bacterium for increasing soil satabilization in semiarid mine tailings. *Chemosphere* 74, 239-244.
- Carrera, L.M., Buyer, J.S., Vinyard, B., Abdul-Baki, A.A., Sikora, L.J., Teasdale, J.R., 2007. Effects of cover crops, compost, and manure amendments on soil microbial community structure in tomato production systems. *Appl. Soil Ecol.* 37(3), 247-255.
- 21, 465-473.
- C.E.C., 2006. Communication from the Commission to the Council (CEC), the European Parliament, the European economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Thematic Strategy for Soil Protection. Commission of the European Communities, COM, Brussels, p. 231.
- Cegarra, J., Paredes, C., 2008. Residuos agroindustriales. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 519-551. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Chocano, C., García, C., González, D., Melgares de Aguilar, J., Hernández, T., 2016. Organic plum cultivation in the Mediterranean region: The medium-term effect of five different organic soil management practices on crop production and microbiological soil quality. *Agr. Ecosyst. Environ.* 221, 60-70. doi: 10.1016/j.agee.2016.01-031.
- Ciais, B., Bombelli, A., Williams, M., Piao, S.L., Chave, J., Ryan, C.M., Henry, M., Brender, P., Valentini, R., 2011. The carbon balance of Africa: synthesis of recent research studies. *Philos. Trans. A. Math. Phys. Eng. Sci.* 369(1943), 2038-2057. doi: 10.1098/rsta.2010.0328.
- Clapp, C.E., Dowdy, R.H., Linden, D.R., Larson, W.E., Hormann, C.M., Smith, K.E., Halbach, T.R., Cheng, H.H., Polta, R.C., 1994. Crop yields, nutrient uptake, soil and water quality during 20 years on the Rosemount sewage sludge water-shed. *Sewage sludge: Land utilization and the environment.* (CE Clapp y col eds.) SSA Misc. Publ., ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI, pp 137-148. doi: 10.2134/1994.sewagesludge.c20.

- Clark, G., Dodgshun, N., Sale, P., Tang, C., 2007. Changes in chemical and biological properties of a sodic clay subsoil with addition of organic amendments. *Soil Biol. Biochem.* 39 (11), 2806-2817.
- Clothier, B.E., Hall, A.J., Deurer, M., Green, S.R., Mackay, A.D., 2011. Soil ecosystem services: Sustaining returns on investment into natural capital. In *Sustaining Soil Productivity in Response to Global Climate Change: Science, Policy, and Ethics*, eds TJ Sauer, J Norman, M Sivakumar (New York, NY: John Wiley and Sons), 304-356. doi: 10.1002/9780470960257.ch9.
- C.O:M., 2014. 398. Hacia una Economía Circular: un programa de cero residuos para Europa. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Bruselas 2.7.2014.
- Conant, R.T., Six, J., Paustian, K., 2004. Land use effects on soil carbon fractions in the southeastern United States. II. Changes in soil carbon fractions along a forest to pasture chronosequence. *Biol. Fert. Soils* 40, 194-200.
- Connon, S.A., Lester, E.D., Shafaat, H.S., Obenhuber, D.C., Ponce, A., 2007. Bacterial diversity in hyperarid Atacama desert soils. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 112 (G4), G04S17. doi: 10.1029/2006jG000311.
- Cook, B.D., Allan, D.L., 1992. Dissolved organic matter in old field soils: total amounts as a measure of available resources for soil mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 24, 585-594.
- Cooperband, L., 2000. Sustainable use of by-products in land management. In: Bartels J:M., Dick W.A. (Eds.), *Land Application of Agricultural, Industrial and Municipal By-products*.
- Cooperband, L., 2002. Building Soil Organic Matter with Organic Amendments: A resource for urban and rural gardeners, small farmers, turfgrass managers and large-scale producers. Center for Integrated Agricultural Systems (CIAS) Sep 16, 1-12.
- Coors, A., Edwards, M., Lorenz, P., Römbke, J., Schmelz, R.M., Topp, E., Waszak, K., Wilkes, G., Lapen, D.R., 2016. Biosolids applied to agricultural land: Influence on structural and functional endpoints of soil fauna on a short- and long-term scale. *Sci. Total Env.* 15(562), 312-326. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.226.
- Cotton, J., Acosta-Martínez, V., Mooer-Kucera, J., Burow, G., 2012. Early changes due to sorghum biofuel cropping systems in soil microbial communities and metabolic functioning. *Biol. Fertil. Soils* 49, 403-13.
- Courtier-Murias, D., Simpson, A.J., Marzadori, C., Baldoni, G., Ciavatta, C., Fernández, J.M., López-da-Sá, E., Plaza, C., 2013. Unraveling the long-term stabilization mechanisms of

- organic materials in soil by physical fractionation and NMR spectroscopy. *Agr. Ecosyst. Environ.* 171, 9-18. doi: 10.1016/j.agee.2013.03.010.
- Craine, J.M., Morrow, C., Fierer, N., 2007. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology* 88, 2105-2113.
- Crecchio, C., Curci, M., Pizzigallo, M.D.R., Ricciuti, P., Ruggiero, P., 2004. Effect of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity. *Soil Biol. Biochem.*, 36(10), 1595-2005. doi: 10.1016/j.soilbiol.2004.07.016.
- Cusack, D., Silver, W., Torn, M., Burton, S., Firestone, M.K., 2011. Changes in microbial community characteristics and soil organic matter with nitrogen additions in two tropical forests. *Ecology* 92(3), 621-632. doi: 10.1890/10-0459.1.
- Darrouzet-Nardi, A., 2013. How much carbon is stored in dryland soils? <http://anthony.darrouzet-nardi.net/scienceblog/?p=1664>.
- Das, S., Jeong, S.T., Das, S., Kim, P.J., 2017. Composted Cattle Manure Increases Microbial Activity and Soil Fertility More Than Composted Swine Manure in a Submerged Rice Paddy. *Front. Microbiol.* 8, 1702. doi: 10.3389/fmicb.2017.01702.
- Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 401-422.
- Diacono, M., Montemurro, F., 2011. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. In: Lichtfouse, E., Hamelin, M., Navarrete, M. and Debaeke, P. (Eds.). *Sustainable Agriculture*. Vol. 2. pp. 761-786. Springer Science+Business Media B.V. Dordrecht.
- Díaz, E., 1992. Efecto de la adición de residuos urbanos en la regeneración de suelos degradados como medio de control de la desertificación. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Dick, W.A., Tabatabai, M.A., 1993. Significance and potential uses of soil enzymes. En: Metting, FB (Ed.). *Soil Microbial Ecology: Application in Agricultural and Environmental Management*. Marcel Dekker, new York, pp. 95-125.
- Dick, R.P., 1997. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. In: Pankhurst CE, Doube BM, Gupta VVSR (eds) *Biological Indicators of Soil Health*, CAB International, Wellingford pp 121-156.
- Dilly, O., Bartsh, S., Rosenbrock, P., Buscot, F., Munch, J.C., 2001. Shifts in physiological capabilities of the microbiota during the decomposition of leaf litter in a black alder (*Alnus glutinosa* (Gaertn.) L.) forest. *Soil Biol. Biochem.* 33, 921-930.

- Doran, J.W., Parkin, B.T., 1994. Defining soil quality for a sustainable environment. Soil Sci. Soc. Am. Inc. special Publication, 35. Madison, Wisconsin, USA.
- Doran, J.W., Safley, M., 1997. Defining and assessing soil health and sustainable productivity. En: Pankhurst CE, Doube BM, Gupta VVSR (Eds.). Biological Indicators of Soil Health. CAB International, pp. 1-28.
- Doran, F.W., Jones, A.J., Arshad, M.A., Gilley, J.E., 1999. Determinants of soil quality and health. En: Lal, R (Ed.). Soil Quality and Soil Erosion. CRC Press, Florida. 39-57.
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1988. Glucosidases and galactosidase in soils. Soil Biol. Biochem. 20(5), 601-606.
- FAO, 2006. Informes sobre recursos mundiales de suelos. Base referencial mundial del recurso suelo. Un marco conceptual para clasificación, correlación y comunicación internacional. <http://www.fao.org/3/a-a0510s.pdf>.
- FAO, 2014. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. www.fao.org/soils-portal/es.
- FAO, 2015. El suelo es un recurso no renovable. <http://www.fao.org/3/a-i43735.pdf>.
- Fernández, J.M., Senesi, N., Plaza, C., Brunetti, G., Polo, A., 2009. Effects of composted and thermally dried sewage sludge on soil and soil humic acid properties. Pedosphere 19(3), 281-291. doi: 10.1016/S1002-0160(09)60119-3.
- Fernández, P., Pascual, J.A., Lacasa, A., 2014. Potencial de lixiviación de nitratos de la técnica de biosolarización en suelos de invernadero de pimiento. V Jornadas Fertilización SECH. Actas de Horticultura 66, 107-115.
- Frostegard, A., Baath, E., 1996. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. Biol. Fert. Soils 22, 59-65.
- Frostegard, A., Courtois, S., Ramisse, V., Clerc, S., Bernillon, D., Le Gall, F., Jeannin, P., Nesme, X., Simonet, P., 1999. Quantification of bias related to the extraction of DNA directly from soils. Appl. Env. Microbiol. 65(12), 5409-5420.
- Galantini, J., Rosell, R., 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid soils. Soil Till. Res. 87, 72-79.
- García, C., 1990. Estudio del compostaje de residuos orgánicos. Valoración Agrícola. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia, Murcia.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., 1992. Mineralization in calcareous soil of a sewage sludge composted with different organic residues. Waste Manage. Res. 10, 445-452.

- García, C., Hernández, T., Costa, F., 1994. Microbial activity in soils under Mediterranean conditions. *Soil Biol Biochem* 26, 1185-1191.
- García, C., Hernández, T., 1997. Biological and biochemical indicators in direct soils subject to erosion. *Soil Biol Biochem.* 29, 171-177.
- García, C., Hernández, T., Roldán, A., Martín, A., 2002. Effect of plant cover decline on chemical microbiological parameters under Mediterranean climate. *Soil Biol. Biochem.* 34, 635-642.
- García, E., García, C., Hernández, T., 2012 a. Evaluation of the sustainability of using large amount of urban wastes for degraded arid soil restoration and C fixation. *Eur. J. Soil Sci.* 63, 650-658.
- García, C., Moreno, J.L., Hernández, T., Bastida, F., 2017. Soils under arid and semiarid environment; the importance of organic carbón and microbial communities. Facing the future. In: *Life in Extreme Environments Series. The Biology of Arid soils* (Ed. Steven Blaire) vol.4, September 2017. ISBN: 978-3-11-041904-7. De gruyter. USA.
- García, E., García, C., Hernández, T., 2018. Changes in humic fraction characteristics and humus-enzyme complexes formation in semiarid degraded soils restored with fresh and composted urban wastes. A 5-year field experiment. *J. Soils Sediments* 18(4), 1376-1388. doi: 10.1007/s11368-016-1537-8.
- García-Gil, J.C., Plaza, C., Solerrovira, P., Polo, A., 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1907-1913.
- García-Gil, J.C., Ceppi, S.B., Velasco, M.I., Polo, A., Senensi, N., 2004. Long-term effects of amendment with municipal solid waste compost on the elemental and acidic functional group composition and pH-buffer capacity of soils humic acids. *Geoderma* 121 (1-2), 135-142. doi: 10.1016/j.geoderma.2003.11.004.
- García-Orenes, F., Cerdá, A., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Bodí, M.B., Arcenegui, V., Zorzone, R., Sempere, J.G., 2009. Effects of agricultural management on surface soil properties and soil-water losses in Eastern Spain. *Soil Till. Res.* 106 (1), 117-123. doi: 10.1016/j.still.2009.06.002.
- Gonzalez Ortiz, J., 2007. La comarca del Campo de Cartagena-Mar Menor. En: A. Romero Díaz y F. Alonso Sarría (coord.) *Atlas Global de la Región de Murcia*. La Verdad CMM S.A. Murcia. p. 478-489.
- González-Ubierna, S., Jorge-Mardomingo, I., Carrero-González, B., de la Cruz, M.T., Casermeiro, M.A., 2012. Soil organic matter evolution after the application of high

- doses 20 of organic amendments in a Mediterranean calcareous soil. *J. Soils Sediments* 12(8), 1257-1268. doi: 10.1007/S11368-012-0516-y.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M., Ellert, B.H., 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74(4), 367-386. doi: 10.4141/cjss94-051.
- Haug, R.T., 1993. "The Practical Handbook of Compost Engineering". 1ª Edición. Lewis Publishers.USA. López Castillo, H (1980) Capacidad de uso y manejo de los suelos de la Península de Yucatán. Residencia de Agrología de la SARH. Mérida, México.
- Hernández, T., García, C., 2003. Estimación de respiración microbiana del suelo. In: García C, F. Gil S, Hernández T, Trasar C (eds). *Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos. Actividades enzimáticas y biomasa microbiana*. Mundi-Prensa. Madrid, pp: 311-346.
- Hernández, M.T., García, E., García, C., 2015. A strategy for marginal semiarid degraded soil restoration: A sole addition of compost at a high rate. A five-year field experiment. *Soil Biol. Biochem.* 89, 61-71.
- Hernández, T., Chocano, C., Moreno, J.L., García, C., 2016. Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (*Lactuca sativa* L.) crops—Effects on soil and plant. *Soil Till. Res.* 160, 14-22.
- Hestmark, K.V., Fernández-Bayo, J.D., Harrold, D.R., Randall, T.E., Achmon, Y., Stapelton, J.J., Simmons, C.W., VanderGheynst, J.J., 2019. Compost induces the accumulation of biopesticidal organic acids during soil biosolarization. *Resour. Conser. Recycl.* 413, 27-35. doi: 10.1016/j.resconrec.2018.12.009.
- Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J.M., Ruiz-Sinoga, J.D., 2018. Técnicas de restauración de suelos basadas en el uso de residuos orgánicos: seis años de beneficios sobre las propiedades de un suelo forestal. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 44 (2): 675-695. doi: 10.18172/cig.3422.
- Huysegoms, L., Cappuyns, V., 2017. Critical review of decision support tools for sustainability assessment of site remediation options. *J. Environ. Manage.* 196, 278-296.
- Ingelmo, F., Rubio, J.L., 2008. Efecto de la aplicación del compost sobre las propiedades físicas y químicas del suelo. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 305-327. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Insam, H., De Bertoldi, M., 2007. Microbiology of the composting process. In: Díaz, L.F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W. and Stentiford, E. (Eds.) *Compost Science and Technology*. pp. 25-48. Elsevier Ltd., Oxford.

- Instituto Mediterráneo del Agua (I.E.A.), Murcia: 17-48. Available from: https://www.researchgate.net/publication/266969091_El_Campo_de_Cartagena_una_vision_global [accessed Apr 19 2018].
- IPCC, 2007- *Intergovernmental Panel on Climate Change, Climate Change 2007: Synthesis Report, Contribution of working groups I, II and III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University, Cambridge, UK.
- IPCC, 2014- *Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 157 págs.
- Jindo, K., Martim, S.A., Cantero, E., Pérez-Alfocea, F., Hernández, T., García, C., Oliveira, N., Pasqualoto, L., 2012. Root growth promotion by humic acids from composted and non-composted urban organic wastes. *Plant Soil* 353, 209-220. doi: 10.1007/s11104-011-1024-3.
- Kandeler, E., Tscherko, D., Spiegel, H., 1999 b. Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. *Biol. Fert. Soils* 28(4), 343-351.
- Kandeler, E., Tscherko, D., Bruce, K.D., Stemmer, M., Hobbs, P.J., Bardgett, R.D., Amelung, W., 2000. Structure and function of the soil microbial community in microhabitats of a heavy metal polluted soil. *Biol. Fert. Soils* 32(5), 390-400. doi: 10.1007/s00374000002.
- Kästner, M., Miltner, A., 2016. Application of compost for effective bioremediation of organic contaminants and pollutants in soil. *Appl. Microbiol. Biot.* 100, 3433–3449.
- Kéfi, S., Rietkerk, M., Alados, C.L., Pueyo, Y., Papanastasis, V.P., ElAich, A., de Ruiter, P.C., 2007. Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature* 449, 213-217. doi: 10.1038/nature06111.
- Khaliq, A., Abbasi, M.K., 2015. Improvements in the physical and chemical characteristics of degraded soils supplemented with organic-inorganic amendments in the Himalayan region of Kashmir, Pakistan. *Catena* 126, 209–219.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15(3), 259-263. doi: 10.1127/0941-2948/2006/0130.
- Koutroubas, S.D., Antoniadis, V., Fotiadis, S., Damalas, C.A., 2014. Growth, grain yield and nitrogen use efficiency of Mediterranean wheat in soils amended with municipal sewage sludge. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 100: 227–243.

- Kowaljow, E., Mazzarino, M.J., 2007. Soil Restoration in Semiarid Patagonia: Chemical and Biological Response to Different Compost Quality. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1580-1588. doi: 10.1016/j.soilbio.2007.01.008.
- Köppen-Geiger., 2006. clasificación climática. http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/pics/kottek_et_al_2006.gif
- Kuzkayov, Y., Friedel, J.K., Stahr, K., 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects effects. *Soil Biol. Biochem.*, 32, 1485-1948.
- Kuzyakov, Y., Bo, R., 2006. Sources and mechanism of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar. *Soil Biol. Biochem.* 38 (4), 747-758. doi: 10.1016/j.soilbio.2005.06.025.
- Kuzyakov, Y., Blagodatskaya, E., 2015. Microbial hotspots and hot moments in soil: concept & review. *Soil Biol. Biochem.* 83, 184-199.
- Lal, R., 1994. Sustainable land use systems and soil resilience. In: Greenland, D.J & Szabolcs, I., eds. *Soil resilience and sustainable land use*. Wallingford, CAB International, pp. 41-67.
- Lal, R., 2001. Soil degradation by erosion. *Land Degrad. Dev.* 12, 519-539. doi: 10.1002/ldr.472.
- Lal, R., 2002. Carbon sequestration in dry land ecosystems of West Asia and North Africa. *Land Degrad. Dev.* 13 (1), 45-59. doi: 10.1002/ldr.47.
- Lal, R., 2004. Carbon sequestration in dryland ecosystems. *Environ. Manage.* 33, 528-544.
- Lal, R., 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *Eur. J. Soil Sci.* 60(2), 158-169.
- Lal, R., 2013 a. Enhancing ecosystem services with no-till. *Renew. Agric. Food Syst.* 28, 102-114.
- Lal, R., 2013 b. Intensive agriculture and the soil carbon pool. *J. Crop Improv.* 27, 735-751. doi: 10.1080/15427528.2013.845053.
- Lal, R., 2016. Soil health and carbon management. *Food Energy. Secur.* 5(4), 212-222. doi: 10.1002/fes3.96.
- Larson, W.E., Pierce, F.J., 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In: *Evaluation for sustainable land management in the developing world*. Proc. Of the Int. Workshop on evaluation for sustainable land management in the developing world. Bangkok, Thailand. P.175.
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villet, C., Houot S., 2010. Typology of exogenous organic matters based on chemical and

- biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresour. Technol.* 101, 157-164. doi: 10.1016/j.biortech.2009.08.025.
- Latare, A.M., Kumar, O., Singh, S.K., Gupta, A., 2014. Direct and residual effect of sewage sludge on yield, heavy metals content and soil fertility under rice-wheat system. *Ecol. Eng.* 69, 17-24.
- Lehmann, J., Keblor, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60-68.
- Lepp, N.W., 1981. Effect of heavy metal pollution on plants. *Metals in the Environment. Pollution Monitoring Series*, Vol. 2. Lepp N.W (Ed.) Applied Science Publishers, London.
- Leroy, B.L.M., Herath, H.M.S.K., Sleutel, S., De Neve, S., Gabriels, D., Reheul, D., Moens, M., 2008. The quality of exogenous organic matter: short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. *Soil Use Manage* 24, 139–147. doi: 10.1111/j.1475.2743.2008.00142.x.
- Lewandowski, A., 2017. Soil management and health. *Organic matter management*. <http://www.extension.umn.edu/agriculture/soils/soil-properties/soil-management>.
- Mahdavi, M., Jafari, J., 2010. Environmental Risks due to application of sewage sludge in farmlands. *Ocean J. Appl. Sci.* 3(2), 304-310.
- Márquez, F., Giráldez, J.V., Rodríguez-Lizana, A., Ordóñez, R., 2007. Influencia de la planta en la variación espacio-temporal de la humedad del suelo en olivares cultivados con cubiertas vegetales. En Giráldez JV, Jiménez-Hornero FJ. (Eds.), *Estudios de la zona no saturada del suelo*, vol III.
- Marriot, E.E., Wander, M., 2006. Qualitative and quantitative differences in particulate organic matter fractions in organic and conventional farming systems. *Soil Biol. Biochem.* 38, 1527-1536.
- Marron, N., 2015. Agronomic and environmental effects of land application of residues in short-rotation tree plantations: A literature review. *Biomass. Bioenerg.* 81, 378-400. doi: 10.1016/j.biombioe.2015.07.025.
- Masciandaro, G., Macci, C., Peruzzi, E., Doni, S., 2018. Soil Carbon in the world: ecosystem services linked to soil carbón in forest and agricultural soils. In: *The future of soil carbon: Its conservation and formation*. (Eds.) García C, Nannipieri P, Hernández T. Academic press.
- Masunga, R.H., Uzokwe, V.N., Mlay, P.D., Odeh. I., Singh, A., Buchan, D., de Neve, S., 2016. Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments

- commonly used in agriculture. Appl Soil Ecol 101,185-193. doi: 10.1016/j.apsoil.2016.01.006.
- Miller, J.J., Beasley, B.W., Drury, C.F., Larney, F.S., Hao, X., Chanasky, D.S., 2018. Influence of long-term feedlot manure amendments on soil hydraulic conductivity, water-stable aggregates, and soil thermal properties during the growing season. Can. J. Soil Sci. 98(3), 421-435. doi: 10.1139/cjss-2017-0061.
- Mikutta, R., Klebber, M., Torn, M., Jahn, R., 2006. Stabilization of the soil organic matter: association with minerals or chemical recalcitrance? Biogeochemistry 77, 25-26.
- M.M.A.R.M., 2009. Caracterización de los lodos de depuradora generados en España. Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino.
- Murcia Navarro, F.J., 2013. Lodos de Depuradora: una Visión Integral para su posible Aplicación a Suelos desde una Perspectiva Agrícola. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Murcia.
- Nannipieri, P., Greco, S., Ceccanti, B., 1990. Ecological significance of the biological activity in soils. In: Bollag JM, Stotzky G (Eds.). Soil Biochem. 293-355.
- Nannipieri, P., Sequi, P., Fusi, P., 1996. Humus and enzyme activity. In: Piccolo A (Ed.), Humic Substances in Terrestrial Ecosystems. Elsevier, New York, pp. 293-328.
- Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Pietramellara, G., Renella, G., 2003. Microbial diversity and soil functions. Eur. J. Soil Sci. 54, 655-670. doi: 10.1111/ejss.3_12398.
- Navarro-Pedreño, J., Alemdro-Candel, M.B., Gómez-Lucas, I., Manuel Miguel, J., García Sánchez, E., Mataix-Solera, J., 2004. Risk areas in the application of sewage sludge on degraded soils in the province of Alicante (Spain). En: Geo-Environment: Monitoring and Remediation of the Geological Environment, 293-302. Martín-Duque, J.F., Brebbia, C.A., Godfrey, A., Díaz de Teran J.R., (Editors) WIT PRESS. doi: 10.2495/GEO2040281.
- Park, S., Kim, K., Kim, J.-T., Kang, D., Sung, K., 2011. Effects of humic acid on phytodegradation of petroleum hydrocarbons in soil simultaneously contaminated with heavy metals. J. Env. Sci. 23 (12), 2034-2041. Doi: 10.1016/S1001-0742(10)60670-5.
- Parkpain, P., Sirisukhodom, S., Carbonell-Barrachina, A.A., 1998. Heavy metals and nutrients chemistry in sewage sludge amended Thai soils. J. Environ. Sci. Health 33, 573-597.
- Parras-Alcántara, L., Lozano-García, B., Keesstra, S., Cerdà, A., Brevik, E.C., 2016. Long-term effects of soil management on ecosystem services and soil loss estimation in olivegrove top soils. Sci. Total Environ. 571, 498-506. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.016.

- Parsons, A.J., 2014. Abandonment of Agricultural Land, Agricultural Policy and Land degradation in Mediterranean Europe. E.N. Mueller et al. (eds.), In: Patterns of Land Degradation in Drylands: Understanding Self-Organised Ecogeomorphic Systems.
- Pascual, J.A., García, C., Hernández, T., 1999. Lasting microbiological and biochemical effects of the addition of municipal solid waste to an arid soil. *Biol. Fertil. Soils* 30, 1-6.
- Pascual, J.A., García, C., Hernández, T., Moreno, J.L., Ros, M., 2000. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. *Soil Biol. Biochem.* 32(13), 1877-1883. doi: 10.1013/S0038-0717(00)00161-9.
- Pascual, J.A., Moreno, J.L., Hernández, T., García, C., 2002. Persistence of immobilised and total urease and phosphatase activities in a soil amended with organic wastes. *Bioresour. Technol.* 82(1), 73-78.
- Pascual, I., Azcona, I., Aguirreola, J., Morales, F., 2010. Growth, yield, and fruit quality of pepper plants amended with two sanitized sewage sludge. *J. Agric. Food Chem.*, 58(11), 6951-59. doi: 10.1021/jf100282f.
- Piccolo, A., Pietramellara, G., Mbagwu, J.S.C., 1997. Use of humic substances as soil conditioners to increase aggregate stability. *Geoderma* 75, 267-277.
- Piotrowska-Dlugosz, A., 2014. Chapter 2: Enzymes and Soil Fertility. In: *Enzyme in Agricultural Sciences*. Gianfreda L, Rao M (Eds.). OMICS Group eBooks. 731 Gull Ave Foster City, CA 94404, USA. pp 44-79.
- Plaza, C., Courtier-Murias, D., Fernández, J.M., Polo, A., Simpson, A., 2013. Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: A central role for microbes and microbial by-products in C sequestration. *Soil Biol. Biochem.* 57, 124-134. doi: 10.1016/j.soilbio.2012.07.026.
- Rao, M.A., Scelzam, R., Acevedo, F., Díez, M.C., Gianfreda, L., 2014. Enzymes as useful tools for environmental purposes. *Chemosphere* 107, 145-162. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.12.059.
- Richmond, P.A., 1991. Occurrence and functions of native cellulose. In: *Biosynthesis and Biodegradation of Cellulose* (Haigler CH and Weimer PJ Eds), pp. 5-23. Dekker, New York.
- Ross DJ (1968). Activities of enzymes hydrolysing sucrose and starch in some grassland soils. *Trans. 9th Int. Congr. Soil Sci.* 3, 299-308.
- Rigby, H., Perez-Viana, F., Cass, J., Rogers, M., Smith, S.R., 2009. The influence of soil and biosolids type, and microbial immobilisation on nitrogen availability in biosolids-amended agricultural soil- implications for fertilizer recommendations. *Soil Use Manage.* 25(4), 395-408. doi: 10.1111/j.1475-2743.2009.00240.x.

- Rinnan, R., Baath, E., 2009. Differential utilization of carbon substrates by bacteria and fungi in Tundra soil. *Appl. Env. Microbiol.* 75, 3611-3620.
- Roca-Pérez, L., Martínez, C., Marcilla, P., Boluda, R., 2009. Composting rice Straw with sewage sludge and compost effects on the soil-plant system. *Chemosphere* 75 (6), 781-787.
- Rodrigo, F.S., 2002. Cambio climático y extremos pluviométricos. En; Contreras S, Piquer M, Cabello J Eds. *Agricultura, Agua y Sostenibilidad en la provincia de Almería*. Almería. pp 283-299.
- Rodriguez-Lloveras, X., Buytaert, W., Benito, G., 2016. Land use can offset climate change induced increases in erosion in Mediterranean watersheds. *Catena* 143, 244-255.
- Romero Díaz, A., Belmonte Serrano, F., 2001. El campo de Cartagena una visión Global. En: *Recorridos por el campo de Cartagena. Control de la degradación y uso sostenible del suelo*. Eds., Henández Bastida, J. Instituto Mediterráneo del Agua (IEA), Murcia: 17-48.
Available from: https://www.researchgate.net/publication/266969091_El_Campo_de_Cartagena_una_vision_global [accessed Apr 19 2018].
- Ros, M., 2000. Recuperación de suelos agrícolas abandonados mediante el reciclaje en los mismos de residuos orgánicos de origen urbano. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Ros, M., Hernández, M.T., García, C., 2002. Bioremediation of Soil Degraded by Sewage Sludge: Effects on Soil Properties and Erosion Losses. *Environ, Manage.* 31, 741-747.
- Ros, M., Hernández, M.T., García, C., 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biol. Biochem.*, 35, 463-469.
- Ros, M., Pascual, J.A., García, C., Hernández, M.T., Insam, H., 2006. Hydrolase activities, microbial biomass and bacterial community in soil after long-term amendment with different composts. *Soil Biol. Biochem.* 38, 3443-3452. doi: 10.1016/j.soilbio.2006.05.017.
- Ros, M., García, C., Hernández, M.T., Lacasa, A., Fernández, P., Pascual, J.A., 2008. Effects of biosolarization as methyl bromide alternative for *Meloidogyne incognita* control on quality of soil under pepper. *Biol. Fertil. Soils* 45, 37-44. doi: 10.1007/s00374-008-0307-1.
- Rosell, R.A., 1999. Materia orgánica, fertilidad de suelos y productividad de cultivos. *Proceed. XIV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo*. Pucón, Chile.
- Rossi, G., Beni, C., 2018. Effects of medium-term amendment with diversely processed sewage sludge on soil humification-mineralization processes on Cu, Pb, Ni, and Zn bioavailability. *Plants* 7, 16. doi: 10.3390/plants7010016.

- Rostagno, C.M., Sosebee, R.E., 2001. Surface application of biosolids in the Chihuahuan desert: effects on soil physical properties. *Arid Land Res. Manage.* 15, 233-244.
- Ruiz, T., Febles, G., 2004. La desertificación y la sequía en el mundo. *Avances en Investigación Agropecuaria* 8 (2).
- Rutigliano, F.A., Castaldi, S., D'Ascoli, R., Papa, S., Carfora, A., Marzaioli, R., Fioretto, A., 2009. Soil activities related to nitrogen cycle under three plant cover types in Mediterranean environment. *Appl Soil Ecol* 43, 40-46. doi: 10.1016/j.apsoil.2009.05.010.
- Saia, S., Benítez, E., García-Garrido, J.M., Settanni, L., Amato, G., Giambalvo, D., 2014. The effect of arbuscular mycorrhizal fungi on total plant nitrogen uptake and nitrogen recovery from soil organic material. *J Agric. Sci.* 152, 370-378. doi: 10.1017/S002185961300004X.
- Saison, C., Degrange, V., Oliver, R., Millard, P., Commeaux, C., Montange, D., LeRoux, X., 2006. Alteration and resilience of the soil microbial community following compost amendment: effects of compost level and compost-borne microbial community. *Environ. Microbial.* 8, 247-257. doi: 10.1111/j.1462-2920.2005.00892.x.
- Sanaullah, M., Rumpel, C., Charrier, X., Chabbi, A., 2012. How does drought stress influence the decomposition of plant litter with contrasting quality in a grassland ecosystem? *Plant Soil* 352, 277-288. doi: 10.1007/s11104-011-0995-4.
- Sánchez-Monedero, M.A., Mondini, C., de Nobili, M., Leita, L., Roig, A., 2004. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. *Waste Manage.* 24, 325-332. doi: 10.1016/j.wasman.2003.08.006.
- Sastre, B., Barbero-Sierra, C., Bienes, R., Marques, M.J, García-Díaz, A., 2017. Soil loss in olive grove in central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. *J. Soil Sediment.* 17, 873-888. doi: 10.1007/s11368-016-1589-9.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., 1993. Mineralization parameters from organic materials added to soil as a function of their chemical composition. *Bioresour. Technol.* 45, 131-135.
- Schillaci, C., Acutis, M., Lombardo, L., Lipani, A., Fantappiè, M., Märker, M., Saia, A., 2017. Spatio-temporal topsoil organic carbon mapping of a semi-arid Mediterranean region: The role of land use, soil texture, topographic indices and the influence of remote sensing data to modeling. *Sci Total Environ* 601-602, 821-832. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.239.
- Schmidt, M.W.I, Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabher, I., Lehmann, J., Manning, D.A., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S.,

- Trumbure, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49-56. doi: 10.1038/nature10386.
- Scotti, R., Bonanomi, G., Scelza, R., Zoina, A., Rao, M.A., 2015. Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 15(2), 333-352. doi: 10.4067/S0718-9516200/5005000031.
- Scotti, R., Pane, C., Spaccini, R., Palese, AM., Piccolo, A., Celano, G., Zaccardelli, M., 2016. On-farm compost: a useful tool to improve soil quality under intensive farming systems. *Appl. Soil Ecol.* 107: 13-23. doi: 10.1016/j.apsoil.2016.05.004.
- Seilsepour, M., Rashidi, M., 2008. Modeling of soil sodium adsorption ratio based on soil electrical conductivity. *ARPN J. Agric. Biol. Sci.* 3 (5-6), 27-31.
- Senesi, N., Plaza, C., 2007. Role of humification processes soil amendments. *Clean-Soil Air Water* 35, 26-41.
- Singh, J., Kalamdhad, A., 2012. Reduction of heavy metals during composting-a review. *Int. J. Environ. Protection* 2, 36-43.
- Singh, M., 2015. Soil salinization and waterlogging: A threat to environment and agricultural sustainability. *Ecol. Indic.* 57, 128-130.
- Sinsabaugh, R. I., Lauber, C.I., Weintraub, M.N., Ahmed, B., Allison, S.D., Crenshaw, C., Contosta, A.R., Cusack, D., Frey S., Gallo, M.E., Gartner, T.B., Hobbie, S.E., Holland L., Heeler, B.L., Powers, S.S., Stursova, M., Takacs-Vesbach, C., Waldrop, M., Wallestein, M.D., Zak, D.R., Zeglin, L.H., 2008). Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. *Ecol. Lett.* 11(11), 1252-1264. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01245-x.
- Sinsabaugh, R.L., 2010. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil. *Soil Biol. Biochem.* 42, 391-404.
- Six, J., Elliot, 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.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241, 155-176.
- Smith, L.J., Papendick, R.I., 1993. Soil organic matter dynamics and crop residue management. En: Blaine Metting (Ed.) *Soil Microbial Ecology*. Marcel Dekker. New York.
- Smith, S.R., Woods, V., Evans, T.D., 1998. Nitrate dynamics in biosolids-treated soils. I. Influence of biosolids type and soil type. *Bioresour. Technol.* 66, 139-149.

- Stevenson, F.J., 1994. Humus chemistry. Genesis, composition, reactions. John Wiley and Sons. New York, 512 p.
- Stewart, B.A., Robinson, C.A., Parker, D.B., 2000. Examples and case studies of beneficial reuse of beef cattle by products. Pp 387-407. In: JF Power y WA Dick eds. Land application of agricultural, industrial and municipal by-products. SSSA Book Series No. 6, SSSA, Madison, WI.
- Tabatabai, M.A., 1982. Soil enzymes. En: Page, AL (Ed.). Methods of soils analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. 2nd edition. Soil Sci. Soc. Am., Madison, pp, 903-947.
- Tabatabai, M.A., Bremmer, J.M., 1989. Use of p-nitrophenyl phosphatase for assay of soil phosphate activity. Soil Biol. Biochem. 1, 301-307.
- Tabatabai, M.A., 1994. Soil Enzymes. In: Weaver RW, Angle JS, Bottomley PS (eds) Methods of soil analysis, part 2. Microbial and biochemical properties. SSSA Book Series No. 5. Soil Sci. Soc. Amer Madison, WI, pp 775-833.
- Wu, X., Zhang, X., Yu, J., Sun, X.M., Liang, W.J., 2012. Impact of organic amendments on distribution with aggregate fractions in Aeolian sandy soil. J. Nematol. 44 (4), 497-497.
- Xue, D., Huang, X., 2013. The impact of sewage sludge compost on tree peony growth and soil microbiological, and biochemical properties. Chemosphere 93(4), 583-589.
- YANG, G-h., ZHU, G-y., LI, H-i., HAN, X-m., LI, J-m., MA, Y-b., 2018. Accumulation and bioavailability of heavy metals in a soil-wheat/maize system with long-term sewage sludge amendments. J. Integr. Agr. 17(8), 1861-1870. doi: 10.1016/s2095-3119(17)61884-7.
- Yazdanpanah, N., Mahmoodabadi, M., Cerdá, A., 2016. The impact of organic amendments on soil hydrology, structure and microbial respiration in semiarid lands. Goederma 266, 58-65. doi: 10.1016/j.goederma.2015.11.032.
- Zalidis, G., Stamatiadis, S., Takavaoglou, V., Eskridge, K., Misopolinos, N., 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. Agr. Ecosyst. Environ. 88(2), 137-146. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00249-3.
- Zaman, M., Cameron, K.C., Di, H.J., Inubushi, K., 2002. Changes in mineral N, microbial biomass and enzyme activities in different soil depths after surface applications of dairy shed effluent and chemical fertilizer. Nutr. Cycl. Agroecosyst 63, 275-290.

Zdruli, P., Jones, R.J.A., Montanarella, L., 2004. Organic Matter in the Soils of Southern Europe. In: European Soil Bureau Technical Report, EUR 21083 EN. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg, pp.16.

Zhang, J., Wang, J., An, T., Wei, D., Chi, F., Zhou, B., 2017a. Effect of long-term fertilization on humic acid composition and structure in black soil. PLoS ONE 2. doi:10.1371/journal.pone.0186918.

Zhang, X., Wang, X-Q., Wang, D.F., 2017 b. Immobilization of heavy metals in sewage sludge during land application process in China: A review. Sustainability 9, 1-19. doi:10.3390/su9112020.

Zoghlami, L.R., Hamdi, H., Mokni-Tlilis, S., Khelil, M.N., Ben Aissa, N., Jedidi, N., 2016. Changes in light-textured soil parameters following two successive annual amendments with urban sewage-sludge. Ecol. Eng. 95,604-611. doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.06.103.