

Departamento de agroquímica y medioambiente

Evaluación de las propiedades edáficas de un suelo con aplicación de lodo procedente de EDAR

Román Uñac Navarro

Tutores: Fuensanta García Orenes y Carlos Linares Pérez



Trabajo de Fin de Grado en Ciencias Ambientales
Febrero 2018

Resumen:

Las actividades generadas por el hombre provocan una modificación de las características de las aguas de consumo, por lo tanto han de pasar por una planta de tratamiento para poder ser reutilizadas. En una EDAR se generan residuos (lodos), los cuales, una vez compostados, pueden ser usados como fertilizantes en agricultura. Este trabajo estudia cómo afectan los lodos, tanto fresco como compostado, a la actividad microbiológica de los suelos. Tras dos meses de aplicación, los suelos donde se ha aplicado lodo fresco experimentan un efecto positivo sobre la microbiología, aumentando su actividad en él. Por otro lado, tras un periodo de más de medio año tras la aplicación, la actividad del suelo se normaliza, teniendo unos valores de actividad muy similares entre los tratamientos de ambos lodo y la parcela control.

Abstract:

The human activity causes a modification in the characteristics of water intended for human consumption. For that reason, those waters need to be treated in a sewage treatment plant to be reused. In an STP, wastes (sludge) are generated, once they are composted they can be used as fertilizer in agriculture. This project studies how the sludge, fresh or composted, affects the microbiological activity of the soil. After two months from application, the soil with fresh sludge experience a positive effect in its microbiology, increasing its activity. More than six months after the application, soil's activity normalizes, showing similar values in both sludge treatments and control plot.

ÍNDICE

1. Introducción

- 1.1 El agua de consumo y el ser humano
- 1.2 Compostaje
- 1.3 El suelo mediterráneo
- 1.4 Incorporación de residuos al suelo

2. Antecedentes y objetivos

3. Material y métodos

- 3.1 Zona de estudio
 - 3.1.1 Localización geográfica
- 3.2 Diseño experimental
- 3.3 Toma de muestras
- 3.4 Análisis de las propiedades bioquímicas y microbiológicas
- 3.5 Análisis estadístico

4. Resultados y discusión

- 4.1 Actividad enzimática
 - 4.1.1 Ureasa
 - 4.1.2 β -glucosidasa
 - 4.1.3 Fosfatasa ácida
 - 4.1.4 Deshidrogenasa
- 4.2 Glomalina
- 4.3 Carbono de la biomasa microbiana
- 4.4 Respiración edáfica basal

5. Conclusión y proyecciones futuras

6. Bibliografía

1. Introducción

1.1 El agua de consumo y el ser humano

Las aguas de consumo humano son todas aquellas que ya sea en su estado original, después del tratamiento, utilizadas para beber, cocinar, preparar alimentos, higiene personal y para otros usos domésticos, sea cual fuere su origen e independientemente de que se suministren al consumidor, a través de redes de distribución públicas o privadas, de cisternas, de depósitos públicos o privados (MSSSI, 2017).

El agua potable debe estar libre de microorganismos patógenos, sustancias tóxicas o nocivas para la salud, y cumplir con las normas bacteriológicas establecidas. El agua es un recurso valioso y escaso, por lo tanto, las poblaciones han de consumirla de manera racional (Chulluncy, 2011).

Las diversas actividades generadas por el hombre provocan una modificación de las características de los recursos hídricos, alcanzando niveles de contaminación que hacen el agua no apta para el consumo humano transformándose en aguas residuales. Las aguas, una vez que han sido consumidas, han de pasar por una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) para poder ser reutilizadas. (Chulluncy, 2011).

Los procesos para limpiar estas aguas residuales, y hacer que este recurso sea renovable y reutilizado las máximas veces posibles, son complejos. A continuación, se describe brevemente y de forma general el proceso habitual de depuración de aguas residuales (Soriano, 2010):

- Pretratamiento: consiste en la eliminación mediante rejillas, tamices y arquetas, de elementos flotantes, grasas y arenas del agua, antes de pasar a ser tratada.
- Tratamiento primario: consiste en una primera decantación de las aguas residuales. En ocasiones, se añaden una serie de reactivos químicos (como alúmina, sulfato férrico y cloruro férrico) que favorecen la decantación de las sustancias en suspensión. La decantación primaria permite la eliminación de una gran parte de los contaminantes y el agua, más limpia, pasa al siguiente tratamiento. En este proceso se obtiene un residuo conocido como fango primario, el cual seguirá un tratamiento en la línea de fangos para reducir su volumen eliminando la humedad del mismo, estabilizarlos para su posterior digestión y poderlos manejar y transportar con mayor facilidad.
- Tratamiento secundario: se caracteriza por ser la fase del tratamiento en donde los microorganismos son los agentes responsables del proceso. El sistema de tratamiento más utilizado en depuradoras modernas suele consistir en un reactor biológico, donde la materia

orgánica es oxidada por bacterias aeróbicas. La metabolización de la materia orgánica provoca una floculación de la misma, que es recogida en el fondo de decantadores secundarios, de similares características a los primarios. El fango recogido de estos decantadores se denomina fango secundario biológico o fangos activos, del cual es recirculado al reactor biológico para mantener constante la concentración de bacterias.

- Tratamiento terciario: algunas instalaciones de depuración incorporan este tratamiento final de las aguas residuales con objeto de dotarlas de una mayor calidad. Entre los procesos utilizados destacan los filtros de arena para eliminar materia en suspensión, la precipitación química o biológica de nutrientes, la desinfección mediante luz ultravioleta o cloro, etc. Estos procesos pueden dar lugar a unos residuos que se denominan fangos terciarios (Soriano, 2010).

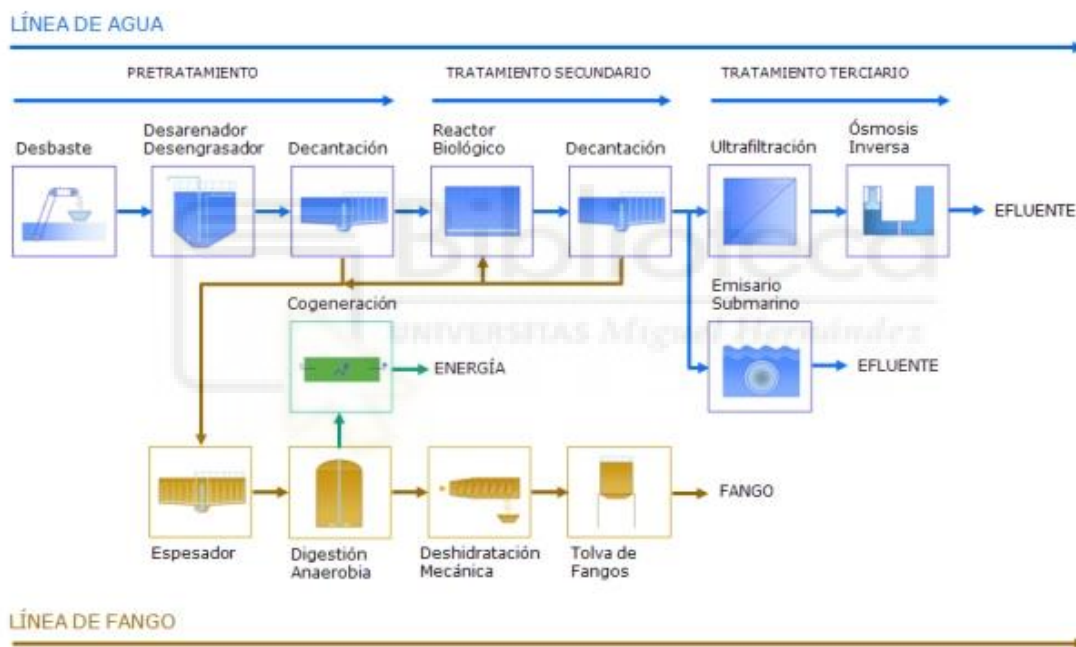


Figura 1. Esquema del proceso de la depuración de aguas en una EDAR.

Existen diversos residuos que se obtienen del proceso de tratamiento del agua, pero los más importantes son el agua limpia, lista para poder ser reutilizada para los fines establecidos por la normativa, y los lodos obtenidos de la decantación primaria, secundaria y en ocasiones del tratamiento terciario. Estos lodos son extremadamente líquidos (más de un 95% de agua). Su composición es variable, dependiendo de la carga contaminante del agua residual inicial y de las características técnicas de los tratamientos llevados a cabo en las aguas residuales. Contienen una amplia diversidad de materias suspendidas o disueltas (materia orgánica, nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K) y en menor cantidad calcio (Ca), magnesio (Mg) y otros potenciales contaminantes como

los metales pesados, entre ellos cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn), patógenos y contaminantes orgánicos (MAPAMA, 2017).

Los lodos que se obtienen en la depuración de aguas pueden tener diferentes tratamientos previos a su reutilización. Pueden sufrir digestión aerobia o anaerobia o algún otro tipo de estabilización. Más tarde su destino puede ser entre otros:

- Incineración para la obtención de energía.
- Reutilización en suelo como enmienda orgánica.
- Depósito en vertedero.
- Otros.

El suelo puede ser un buen receptor de residuos orgánicos: tiene capacidad de transformar algunos de los componentes, o de inmovilizar a otros, pero también de transportar; aunque tiene un límite de capacidad de la que no se puede abusar. Por otro lado, una gran cantidad de los lodos producidos en España son susceptibles de ser reutilizados en agricultura como abono orgánico o en la recuperación de suelos por su alto contenido en materia orgánica y nutrientes. Sin embargo, el uso indiscriminado de lodos en suelos agrícolas puede llevar a la alteración de sus características, a la contaminación de las aguas subterráneas, de ciertos cultivos o de la cadena trófica, por lo tanto, es muy importante caracterizar tanto el lodo como el suelo previamente a su incorporación, con el fin de evitar posibles impactos negativos (Soliva, 2004).

1.2 Compostaje

Uno de los mejores tratamientos para el acondicionamiento de lodos de depuradora es el compostaje. El compostaje es la descomposición biológica y estabilización de substratos orgánicos en las condiciones que permiten el desarrollo de temperaturas termófilas, resultado de una generación de energía calorífica de origen biológico, de la que se obtiene un producto final suficientemente estable para almacenarlo y utilizarlo en los suelos sin impactos negativos sobre el entorno (Soliva, 2008).

El compostaje se desarrolla en dos fases (descomposición y maduración) que deben diferenciarse, claramente y tenerse en cuenta en el diseño de una planta por sencilla que sea, estableciendo, para cada una de ellas, dinámicas de control adecuadas.

La fase de descomposición depende totalmente del tipo de material a tratar y de las características del sistema a aplicar. Puede dividirse en tres etapas (Soliva, 2004):

- Una inicial mesofílica durante la cual diversas familias de microorganismos inician la descomposición de los compuestos fácilmente degradables, provocando un incremento de la temperatura y en la que el pH desciende debido a la formación de ácidos orgánicos.
- La etapa termofílica en la que van apareciendo los microorganismos termofílicos y en la que la temperatura supera los 40°C. Si se alcanza los 60°C los hongos se inactivan y la descomposición es llevada a cabo por actinomicetos y bacterias formadoras de esporas. Las sustancias fácilmente degradables, como azúcares, grasa, almidón y proteínas, son rápidamente consumidos y la mayoría de patógenos humanos y vegetales son destruidos; el pH se va alcalinizando al liberar amoníaco las proteínas; a su vez la celulosa y ligninas son parcialmente alteradas.
- En la tercera etapa, la temperatura empieza a disminuir, hongos termofílicos reinviden el material a compostar y la celulosa y hemicelulosa siguen sufriendo cierta transformación.

Estas tres etapas duran de unas pocas semanas a varios meses dependiendo del material a compostar y de las condiciones de trabajo. La fase de descomposición es la más exigente del proceso y el no realizarla en condiciones adecuadas condiciona la continuación del proceso, la aparición de problemas de lixiviados y malos olores, además de influir en la calidad del producto final.

La fase de maduración depende del tipo de material que se ha tratado, pero su duración y las condiciones en que se deba llevar a cabo dependerán mucho del destino final del producto (en particular en el caso de fabricación de substratos) y como se hayan desarrollado las etapas anteriores. Esta etapa requiere de pocas semanas a varios meses; en ella se genera mucho menos calor y el pH se mantiene ligeramente alcalino. En esta fase los microorganismos mesófilos, al igual que diversos tipos de microfauna colonizan el compost medio maduro. Se genera una intensa competición por los alimentos, formación de antibióticos y aparición de antagonismos; obteniéndose al final un producto, más o menos estable, según la duración de la última fase (Soliva, 2004).

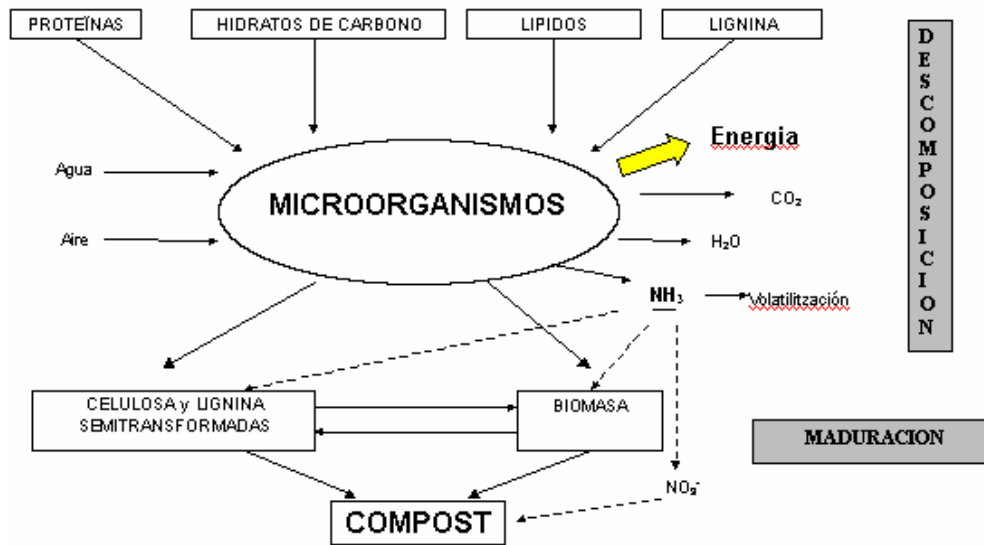


Figura 2. Esquema de la formación del compost, es un pequeño esquema en forma caja blanca donde se pueden ver las moléculas como interactúan con los microorganismos para la posterior obtención del compost (Soliva, 2004).

Los objetivos del compostaje pueden ser: obtención de abono orgánico que permita el mantenimiento de la fertilidad de los suelos, la producción de cultivos de calidad y la conservación del entorno, facilitar la gestión de los residuos orgánicos procedentes de distintas actividades reduciendo su peso y volumen, a la vez que estabilizarlos y generar un producto útil, producir materiales alternativos a los substratos tradicionales utilizados en horticultura y jardinería, o simplemente tratar un residuo para reducir humedad, peso y volumen y facilitar así un destino finalista (vertido o incineración) (Soliva, 2004).

1.3 El suelo mediterráneo

El suelo queda definido como el producto de una serie de factores activos (clima, organismos, relieve, tiempo) sobre un material pasivo, la roca madre, que por su alteración dará origen a la formación de algunos materiales existentes en él, con unas características morfológicas determinadas y una dinámica propia.

Cuando se estudia el suelo se pueden apreciar varias capas u horizontes, éstos pueden explicar la historia de ese ecosistema y ayudan a conocer mejor el ecosistema actual. Una gran parte de los suelos mediterráneos especialmente los de uso agrícola se caracterizan por tener un horizonte A pobre en materia orgánica (humus). La pobreza de este horizonte es debida a las altas temperaturas que dan una humedad relativa baja, a la que se juntan la escasa vegetación que

presenta y la fuerte erosión antrópica que dificulta la restauración de un frente más rico. Además, el suelo mediterráneo durante las lluvias, al estar tan mojado, se desprende contribuyendo a la baja concentración de materia orgánica en este frente.

Podemos encontrar distintos tipos de suelos en el mediterráneo entre otros, según Contreras (2015):

- Suelos pardos o rojos: se diferencian porque los pardos todavía contienen parte de los carbonatos, que en los rojos ya han sido lavados. Dentro de estos suelos pueden diferenciarse todavía más los suelos dependiendo de la cantidad de carbonatos o de iones hierro.
- *Laterra rossa*, muy característica del mediterráneo, se caracteriza por un horizonte C que se encuentra por encima de la roca madre de caliza descarbonatada y un horizonte B argílico, en estos suelos no encontramos nada de horizonte A, puesto que ha sido eliminado completamente. Estos suelos son los más antiguos o evolucionados del clima mediterráneo. Tiene un escaso rendimiento agrícola.
- La tierra parda meridional. Caracterizada por ser árida y representa la mayor parte del suelo mediterráneo de origen silíceo. Su frente A contiene poco humus, es muy erosionable y la vegetación dominante es el matorral. El horizonte B depende mucho de la roca madre de pizarra o granito. La tala de los robles del suelo originario ha hecho desaparecer los frentes A y B de muchos de estos suelos.
- Vertisuelos: estos suelos son los más jóvenes que encontramos en el clima mediterráneo. El horizonte A se encuentra directamente sobre el frente C. El frente A, se compone de arcillas expansivas, durante la época seca se agrieta permitiendo la introducción de nuevo material. Este tipo de suelo es muy fértil y se encuentra frecuentemente cerca de los ríos. (Contreras, 2015).



Figura 3. Típico suelo mediterráneo, terra rossa, este tipo de suelo es muy común en el mediterráneo y se compone de un pequeño horizonte orgánico, un horizonte argílico que normalmente descansa sobre la roca madre.

En general podemos decir que los suelos mediterráneos están sometidos a unas condiciones ambientales que los hacen frágiles y vulnerables a procesos de degradación, pudiendo disminuir en gran medida su calidad.

La calidad de suelo, desde un punto de vista agronómico, es la capacidad que tiene el mismo para funcionar efectivamente, tanto en el presente como en el futuro (Doran y Parkin, 1994; Larson y Pierce, 1994).

Uno de los principales problemas en la agricultura en la región mediterránea es el abandono histórico de las tierras agrícolas, ignorado en gran parte por la investigación científica en comparación con las investigaciones realizadas a escala de cuencas y laderas, este hecho, da lugar a consecuencias in situ y externas en el sistema de suelos, (García-Ruiz y Lana-Renault, 2011).

Varios factores desencadenan el abandono en el Mediterráneo: 1) bajos beneficios económicos y capacidad limitada para competir en los mercados mundiales (McDonald, 2000); 2) terreno accidentado que reduce el éxito de la forestación (Nadal-Romero y cols., 2014); 3) suelos poco profundos en materiales madre altamente erosionables (Regüés y Nadal-Romero, 2013); y, 4) las restricciones ambientales y socioeconómicas para introducir otras actividades como la ganadería (Pulido-Fernández y col., 2013) o la agricultura orgánica debido a los períodos recurrentes de sequía (Nadal-Romero, 2015, Ruiz- Sinoga, 2012).

La productividad y sustentabilidad agronómica están determinadas por los efectos interactivos de la calidad del suelo, de los factores ambientales y del manejo. Interpretar y predecir

los efectos del manejo sobre la calidad del suelo a través de indicadores confiables y sensibles constituye una de las principales finalidades de la ciencia del suelo moderna (Quiroga y Funaro, 2003).

La preocupación por la calidad del suelo no es nueva (Lowdermilk, 1953; Doran y col., 1996; Karlen y col., 1997; Singer y Ewing, 2000). En el pasado, este concepto fue equiparado con el de productividad agrícola por la poca diferenciación que se hacía entre tierras y suelo. Tierras de buena calidad eran aquéllas que permitían maximizar la producción y minimizar la erosión. Para clasificarlas se generaron sistemas basados en esas ideas (Doran y Parkin, 1994). Esos incluían términos como tierras agrícolas de primera calidad. El concepto de calidad del suelo ha estado asociado con el de sostenibilidad, pero éste último tiene varias acepciones. Para Budd (1992), es el número de individuos que se pueden mantener en un área dada. En cambio, para Buol (1995), el uso del suelo se debe basar en la capacidad de éste para proporcionar elementos esenciales, pues éstos son finitos y limitan, por ende, la productividad. La calidad del suelo, ha sido percibida de muchas formas desde que este concepto se popularizó en la década anterior (Karlen y col., 1997). Este concepto ha sido relacionado con la capacidad del suelo para funcionar. Incluye atributos como fertilidad, productividad potencial, sostenibilidad y calidad ambiental. Simultáneamente, calidad del suelo es un instrumento que sirve para comprender la utilidad y salud de este recurso.

Las definiciones más recientes de calidad del suelo se basan en la multifuncionalidad del suelo y no sólo en un uso específico, pero este concepto continúa evolucionando (Singer y Ewing, 2000). Estas definiciones fueron sintetizadas por el Comité para la Salud del Suelo de la Soil Science Society of America (Karlen y col., 1997) como la capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua, y sostener la salud humana y el hábitat. La calidad del suelo puede ser medida a través de sus propiedades físicas, químicas y/o biológicas, conocidas como indicadores de calidad de suelo.

Un indicador es una variable que resume, o simplifica, información relevante haciendo que un fenómeno, o condición de interés, se haga perceptible y que cuantifica, mide y comunica, de forma comprensible, información relevante (Cantú, 2007). En la actualidad existe interés en identificar indicadores de calidad de suelo que logren: (1) integrar procesos y propiedades físicas, químicas y/o biológicas, (2) ser aplicados bajo diferentes condiciones de campo, (3) complementar bases de datos ya existentes o datos fácilmente medibles y (4) responder a cambios en el uso del suelo, a prácticas de manejo y a factores climáticos o humanos (Doran y Parkin, 1994).

Monitoreando los cambios en el tiempo de los indicadores de calidad de suelo se podría determinar si un sistema de manejo está en una situación de estabilidad, mejora o degradación (Shukla, 2006).

La evaluación de la sustentabilidad de un sistema de manejo se puede realizar comparando dicho sistema en relación a otros alternativos conducidos al mismo tiempo (Larson y Pierce, 1994). Sin embargo, la evaluación de la calidad de un suelo, a través de propiedades claves que sirvan como indicadoras de las funciones de ese suelo, constituye una tarea difícil debido a la multiplicidad de factores que controlan los procesos biogeoquímicos y su variación en el tiempo y en el espacio (Larson y Pierce, 1994).

Para que las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo sean consideradas indicadores de calidad deben cubrir las siguientes condiciones (Doran y Parkin, 1994):

- a) describir los procesos del ecosistema;
- b) integrar propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo;
- c) reflejar los atributos de sostenibilidad que se quieren medir;
- d) ser sensitivas a variaciones de clima y manejo;
- e) ser accesibles a muchos usuarios y aplicables a condiciones de campo;
- f) ser reproducibles;
- g) ser fáciles de entender;
- h) ser sensitivas a los cambios en el suelo que ocurren como resultado de la degradación antropogénica;
- i) ser componentes de una base de datos del suelo ya existente.

Las características físicas del suelo son una parte necesaria en la evaluación de la calidad de este recurso porque no se pueden mejorar fácilmente (Singer y Ewing, 2000). Las propiedades físicas que pueden ser utilizadas como indicadores de la calidad del suelo son aquellas que reflejan la manera en que este recurso acepta, retiene y transmite agua a las plantas, así como las limitaciones que se pueden encontrar en el crecimiento de las raíces, la emergencia de las plántulas, la infiltración o el movimiento del agua dentro del perfil y que además estén relacionadas con el arreglo de las partículas y los poros. La estructura, densidad aparente, estabilidad de agregados, infiltración, profundidad del suelo superficial, capacidad de almacenamiento del agua y conductividad hidráulica saturada son algunas de los indicadores físicos de un suelo.

Los indicadores químicos se refieren a condiciones de este tipo que afectan las relaciones suelo-planta, la calidad del agua, la capacidad amortiguadora del suelo, la disponibilidad de agua y nutrimentos para las plantas y microorganismos (SQI, 1996). Algunos indicadores son la

disponibilidad de nutrimentos, carbono orgánico total, carbono orgánico lábil, pH, conductividad eléctrica, capacidad de adsorción de fosfatos, capacidad de intercambio de cationes, cambios en la materia orgánica, nitrógeno total y nitrógeno mineralizable.

Los indicadores biológicos integran gran cantidad de factores que afectan la calidad del suelo como la abundancia y subproductos de micro y macroorganismos, incluidos bacterias, hongos, nematodos, lombrices, anélidos y artrópodos. Incluyen funciones como la tasa de respiración, ergosterol y otros subproductos de los hongos, tasas de descomposición de los residuos vegetales, N y C de la biomasa microbiana (SQI, 1996; Karlen y cols., 1997).

Dentro de este último tipo de indicadores, se encuentran las enzimas, se definen como moléculas de naturaleza proteínica producidas por los seres vivos y que se encargan de acelerar reacciones químicas o hacer posibles aquellas reacciones que de otra manera no se producirían (Burns, 1982). Dicho de otro modo, son catalizadores biológicos que, al reducir la energía de activación necesaria para las reacciones, transforman las sustancias involucradas en el metabolismo celular. La velocidad de la reacción catalizada por una enzima depende del pH, de la fuerza iónica, de la temperatura y de la presencia o ausencia de inhibidores (Burns, 1982).

La actividad enzimática del suelo es importante porque refleja el estado en el que se encuentran sus poblaciones microbianas y su relación con la biología del suelo, la producción de biomasa, la degradación de contaminantes y la conservación de ecosistemas (Doran, 2002; Gianfreda y Ruggiero, 2006).

1.4 Incorporación de residuos al suelo

Los suelos del sureste español en el ámbito mediterráneo, son altamente vulnerables a la mayor parte de actuaciones que se desarrollen sobre ellos, pudiendo provocar cambios importantes e irreversibles tanto en las propiedades que definen su calidad ambiental como en su estructura microbiana. El manejo del suelo condiciona su sostenibilidad, pudiendo poner en riesgo este recurso a largo plazo, y es por ello que en la agricultura mediterránea, cada vez más, se está optando por buscar los manejos más sostenibles que respeten la calidad del suelo y a la vez mantengan el rendimiento de los cultivos.

Dadas las características de los suelos agrícolas de la región mediterránea, que suelen tener bajos contenidos en materia orgánica, uno de los manejos más aconsejables para el mantenimiento de la calidad del suelo y de sus propiedades es la aplicación de enmiendas orgánicas, con el fin de mantener el nivel de carbono orgánico en el suelo, que como sabemos es responsable en gran medida del mantenimiento de la fertilidad y calidad del mismo.

Por otro lado, los diferentes recursos orgánicos que pueden ser aplicados al suelo procedente de actividades agropecuarias como diferentes estiércoles, están alcanzando en algunos casos, precios elevados que hacen que su aplicación agrícola resulte ciertamente costosa. En este sentido, para el presente estudio se plantea la utilización de lodos procedentes de la depuración de aguas residuales, tratados mediante digestión anaerobia, así como mediante compostaje en planta, como enmiendas orgánicas aplicadas al suelo y como manejo agrícola sostenible del mismo. Los lodos de depuradora son un residuo muy rico en materia orgánica y nitrógeno como nutriente esencial para los cultivos. Esta enmienda lleva años utilizándose, si bien no se ha hecho un estudio exhaustivo de sus efectos en las propiedades biológicas del suelo. Por otra parte, el tratamiento mediante compostaje de los lodos, favorece en gran medida su manejo y aprovechamiento para diferentes cultivos, aunque no se conoce en profundidad si estos beneficios van acompañados de una mejora ecológica de los suelos por encima de los lodos no compostados, que, por otra parte, justifique el aumento de los costes de tratamiento.

2. Antecedentes y objetivos

El estudio realizado tiene como objetivos principales:

La evaluación en profundidad de los efectos que tiene la aplicación de lodo de depuración al suelo, sobre la calidad ambiental y biodiversidad microbiológica del mismo. Se compararán estos efectos en función de dos tratamientos diferentes, que también suponen costes de tratamiento muy diferentes. Es de vital importancia el estudio del impacto que su manejo tiene en la estructura microbiana, dado el papel fundamental que los microorganismos juegan en el suelo (su implicación en el ciclo de nutrientes esenciales, descomposición de residuos y contaminantes, así como en la restauración y mejora de propiedades estructurales, entre otras).

Objetivos específicos:

- Evaluar el efecto de la aplicación de lodo de depuradora al suelo sobre la calidad ambiental del suelo a través de la monitorización de parámetros biológicos y bioquímicos.
- Comparar los efectos del tratamiento sobre el suelo en función de su forma de aplicación, lodo de depuradora compostado y fresco, con el fin de determinar cual resulta más eficaz.

3. Material y métodos

3.1 Zona de estudio

3.1.1 Localización geográfica

Se seleccionó una zona agrícola donde se viene realizando habitualmente la aplicación agrícola de lodos de depuración tratados.

La zona de estudio se encuentra en Villena, localidad ubicada en la provincia de Alicante, cerca de la frontera con la comunidad de Castilla-La Mancha provincia de Albacete (Figura 4). Las coordenadas UTM son: 30 S 680774X 4284041Y.



Figura 4. Ubicación de la parcela en el mapa autonómico.

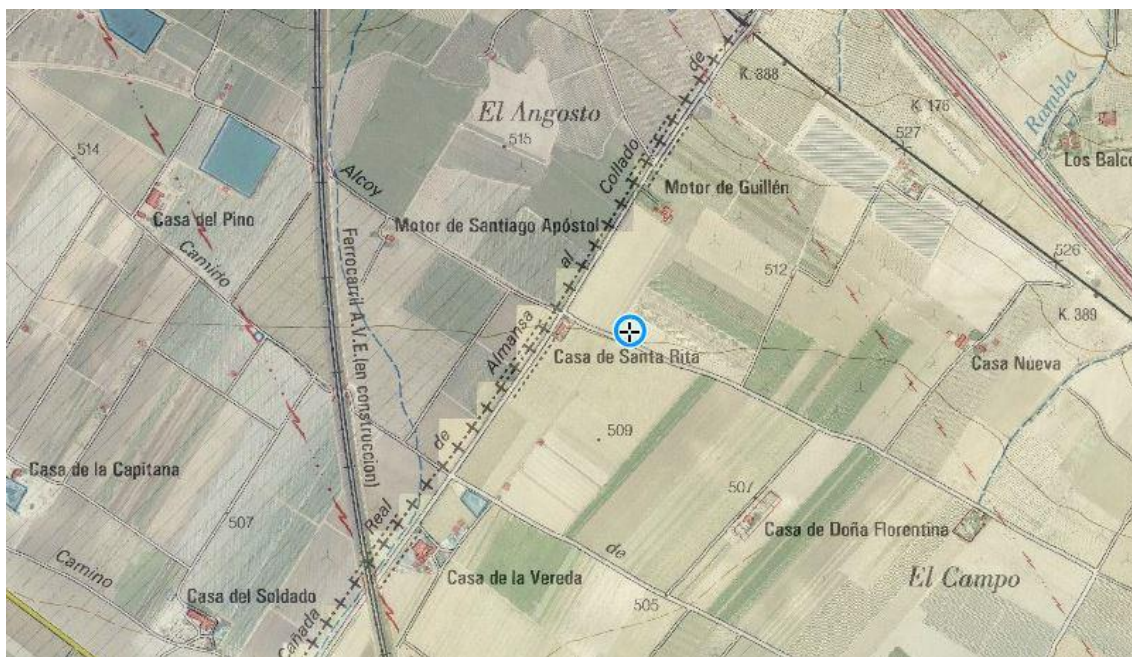


Figura 5. Localización geográfica de la parcela de estudio.

Esta zona se caracteriza por tener un clima semiárido Mediterráneo (Figura 6) con una precipitación media anual de 486mm y una temperatura media anual de 14,5°C (media de enero 7,1°C; media de julio:23,5°C (valores promedios desde 1961-1999).

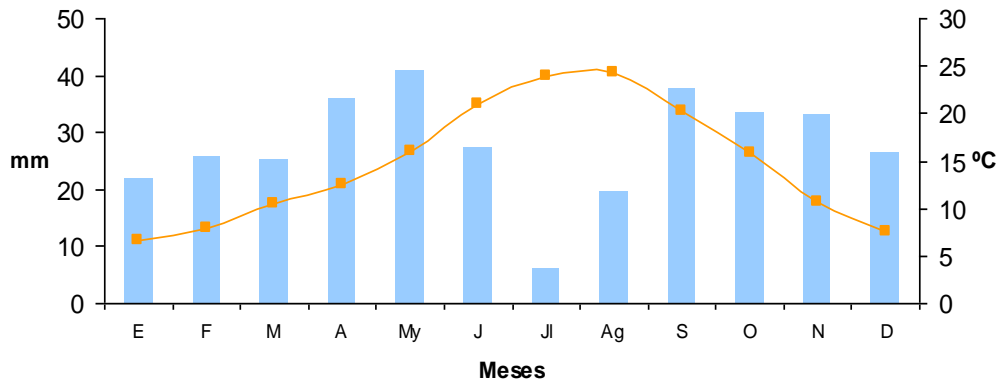


Figura 6. Diagrama ombrotérmico de la estación meteorológica de Villena (Fuente: Atlas Climático de la Comunidad Valenciana, 1980-2010).

3.2 Diseño experimental

El estudio se llevó a cabo en una parcela agrícola con un cultivo de vid o uva de mesa (*Vitis labrusca*), seleccionada esta parcela por ser uno de los cultivos más representativos de la región (figuras 7 y 8).



Figura 7. Detalle del cultivo instalado en la parcela de estudio.



Figura 8. Detalle del cultivo instalado en la parcela en el segundo muestreo.

En dicha parcela se instalaron 2 tratamientos y un control que se mantuvo como suelo de referencia en una extensión de terreno total de 0,27 hectáreas (figura 9).

Los tratamientos fueron aplicados el 6 de marzo de 2017, tal y como indica la tabla 1.

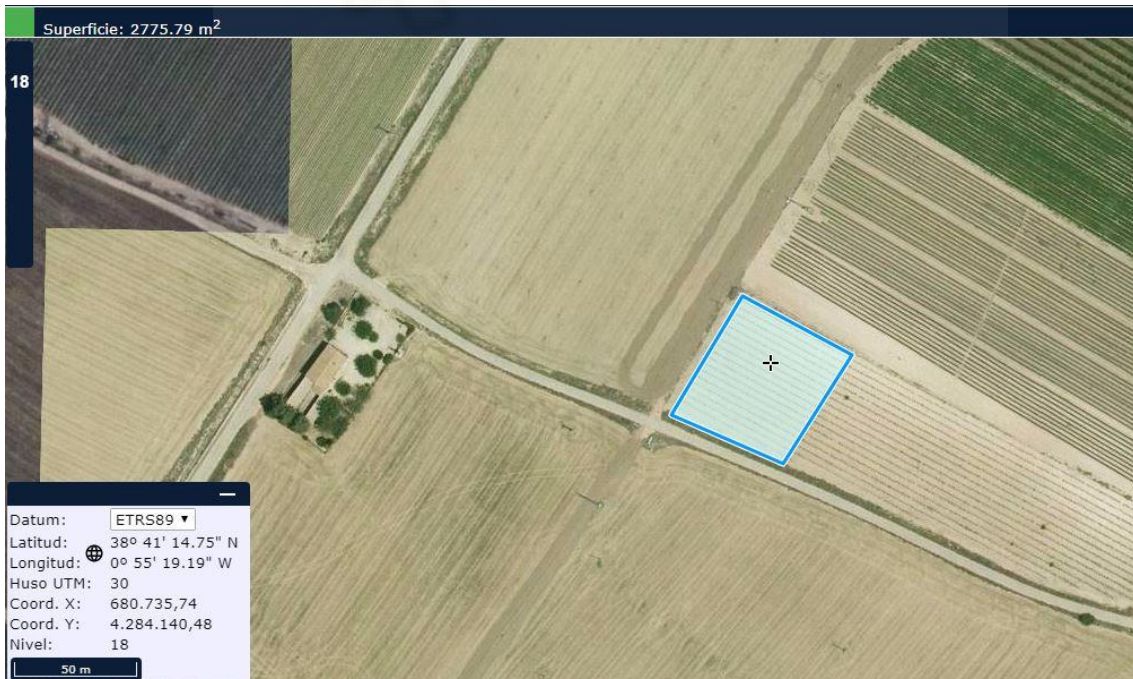


Figura 9. Superficie de la parcela agrícola de estudio.

Para cada tratamiento se establecieron 3 subparcelas obteniéndose tres replicas por tratamiento como indica el esquema de la figura 10. Los 9 bloques se establecieron aleatoriamente mediante sus coordenadas sobre plano. Sobre el terreno se localizaron y señalaron mediante el cruce de las líneas entre estacas en los márgenes de la parcela, para no interferir en las labores normales de cultivo de cereal de secano. Cada punto de intersección constituye un bloque experimental, donde se extendió el lodo o el compost de manera circular sobre 1 m² (Circulo de 56cm de radio).



Figura 10. Diseño experimental establecido en la parcela de estudio. Verde (lodo), Azul (Control), Rojo (lodo compostado)

Los tratamientos seleccionados responden a las dosis estimadas para la aplicación agrícola de lodos en el cultivo de uva de secano. Dependiendo del origen del lodo, la dosis supone un aporte aproximado de 400 kg N orgánico por hectárea, que aportará suficiente nutriente disponible para dos ciclos de cultivo. La cantidad calculada de compost, aportará algo menos de N orgánico, pero en forma de materia orgánica más estable, lo que al fin y al cabo justifica su mayor coste de tratamiento (ver tabla 1).

Tabla 1. Diseño experimental llevado a cabo en la parcela de estudio.

Código	Tratamiento	Descripción
L1	Lodo a 40 t MH/ha (~8t MS/ha)	5 kg de lodo sobre 1 m ²
L2		5 kg de lodo sobre 1 m ²
L3		5 kg de lodo sobre 1 m ²
C1	Compost con lodo a 10 t MH/ha (~8t MS/ha)	1,2 kg de lodo sobre 1 m ²
C2		1,2 kg de lodo sobre 1 m ²
C3		1,2 kg de lodo sobre 1 m ²
B1	Suelo referencia, sin tratamiento	Tres puntos del resto de parcela, cultivada sin añadir tratamiento.
B2		
B3		

A continuación se muestran en las siguientes tablas, la caracterización del Lodo de EDAR aplicado y el lodo compostado ver Tabla 2 y 3:

Tabla 2. Características fisicoquímicas del Lodo de EDAR aplicado. Fuente: Informe de la empresa Proaguas Costa Blanca S.A

Materia orgánica	67,9 %
Materia seca	26 %
Materia volátil	62 %
Nitrógeno total	2,67 %
pH fangos	7,95 u. pH
Relación C/N	15
Cadmio	1,57 mg Cd/kg m.s.
Calcio	177096 mg CaO/kg m.s.
Cobre	163 mg Cu/kg m.s.
Cromo	41,3 mg Cr/kg m.s.
Fósforo	35008 mg P ₂ O ₅ /Kg m.s.
Hierro	24979 mg Fe/kg m.s.
Magnesio	9850 mg MgO/Kg m.s.
Mercurio	0,23 mg Hg/kg m.s.
Níquel	21,6 mg Ni/kg m.s.
Plomo	163 mg Pb/kg m.s.
Potasio	2420 mg K ₂ O/Kg m.s.
Zinc	900 mg Zn/kg m.s.

Tabla 3. Características fisicoquímicas del Lodo compostado. Fuente: Informe de la empresa Proaguas Costa Blanca S.A.

Materia orgánica	49,4 %
Materia seca	69 %
Materia volátil	51 %
Nitrógeno total	1,99 %
pH en fangos	6,33 u. pH
Relación C/N	14,4
Cadmio	0,94 mg Cd/kg m.s.
Calcio	149715 mg CaO/Kg m.s.
Cobre	223 mg Cu/kg m.s.
Cromo	155 mg Cr/kg m.s.
Fósforo	24950 mg P ₂ O ₅ /Kg m.s.
Hierro	8909 mg Fe/kg m.s.
Magnesio	13652 mg MgO/Kg m.s.
Mercurio	< 0,2 mg Hg/kg m.s.
Níquel	44,3 mg Ni/kg m.s.
Plomo	153 mg Pb/kg m.s.
Potasio	10023 mg K ₂ O/Kg m.s.
Zinc	712 mg Zn/kg m.s.

A continuación, se puede observar en detalle cómo se efectuó la aplicación de los 2 tratamientos seleccionados y como se llevó a cabo la señalización de los 9 bloques en la parcela de estudio (figura 11).

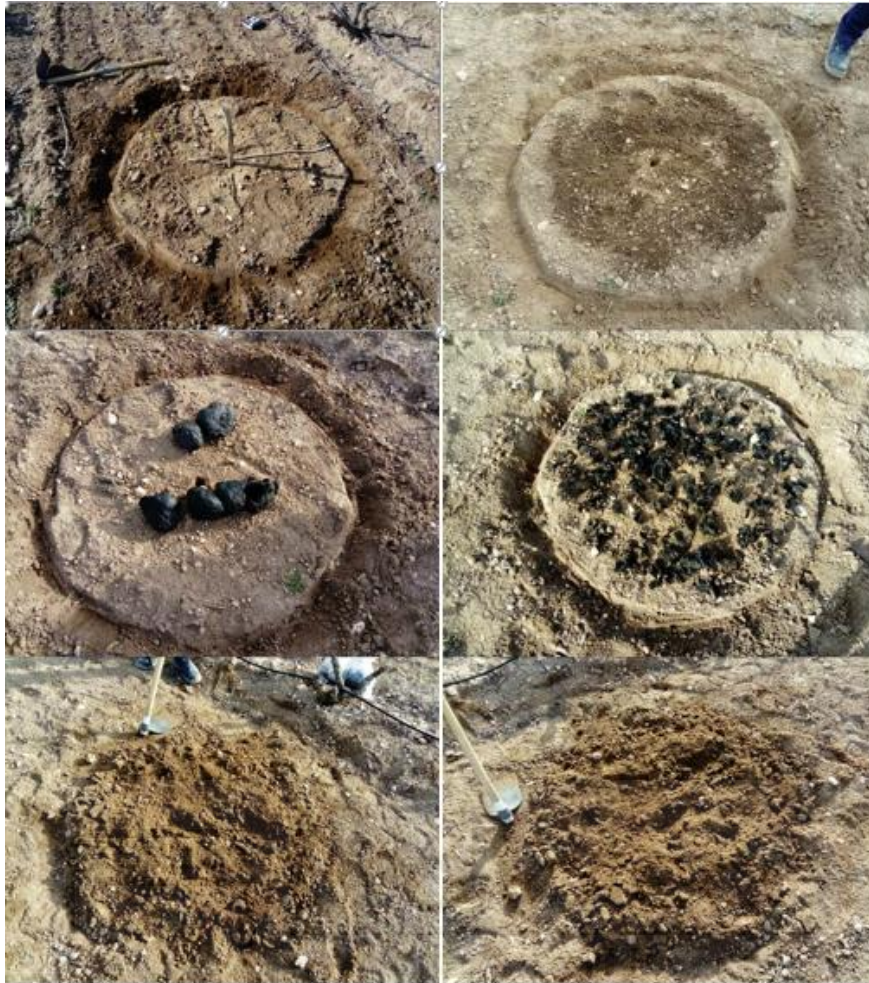


Figura 11. Detalle de la aplicación de los tratamientos en la parcela de estudio. 1. Control(B), 2. Lodo compostado, 3 al 6 Lodo.

3.3 Toma de muestras

En el transcurso de la investigación se llevaron a cabo dos muestreos, el primero el 4 de mayo de 2017 y el segundo el 30 de octubre del mismo año, ambas se realizaron tras haber pasado las primeras lluvias estacionales (primavera y otoño). La toma de muestras se realizó en cada uno de los 9 puntos establecidos, para ello se tomaron 5 submuestras de los primeros 10 cm de profundidad del suelo, para realizar una muestra combinada en cada bloque. Las muestras se mantuvieron a 4°C en cámara frigorífica hasta su análisis.



Figura 12. Toma de muestras en los primeros 10 cm de suelo

En cada una de las muestras de suelos se han determinado los siguientes parámetros:

- ❖ Carbono de la biomasa microbiana
- ❖ Respiración edáfica basal
- ❖ Glomalina
- ❖ Actividad deshidrogenasa
- ❖ Actividad fosfatasa
- ❖ Actividad ureasa
- ❖ Actividad β -glucosidasa

3.4 Análisis de las propiedades bioquímicas y microbiológicas.

En relación con las propiedades biológicas, se analizaron el carbono de la biomasa microbiana (CMB), la respiración edáfica basal (REB), actividades enzimáticas: β -Glucosidasa (β -Glu,) Ureasa, Fosfatasa ácida (PHP) y Deshidrogenasa (DHA).

El CMB fue determinado mediante el método de fumigación-extracción adaptado de Vance y cols. (1987), la REB fue monitorizada con un respirómetro multisensor (Micro- Oxymax, Columbus, OH, USA), que mide CO₂ liberado mediante un sensor infrarrojo.

Determinación de las enzimas Fosfatasa y β -glucosidasa:

Se pesó 0,5 gramos de suelo en tubos plásticos con tapa para conformar 1 determinación y un control. Para el caso de la enzima Fosfatasa, a cada tubo de muestra se le añadió 0,5 ml de PNPP 25 mM (P-nitrofenol) como sustrato. A todos los tubos se les agregó 2 ml de buffer maleato pH 6,5 y se incubaron durante 1 h a 37°C. Luego de la incubación, al control se le agregó 0,5 ml de PNPP e inmediatamente se procedió a añadirle a todos los tubos 0,5 ml de Cl₂Ca 0,5 M + 2 ml de NaOH 0,5M + 5 ml de agua destilada, los tubos se mezclaron con un vórtex y se centrifugaron a 4000 rpm durante 4 min. Finalmente se midió en un espectrofotómetro la absorbancia obtenida a una longitud de onda de 400 nm. Los resultados se expresaron en μ mol de P-Nitrofenol (PNP).g-1.h-1.

Para el caso de la enzima β -Glucosidasa, el procedimiento fue similar al anterior excepto que el sustrato enzimático utilizado fue el 4-Nitrophenil-B-D-glucopiranoside (PNG) 25 mM. La determinación fue la misma utilizada para la Fosfatasa. Los resultados también se expresaron en μ mol de P-Nitrofenol ((PNP).g-1.h-1).

Determinación de la enzima Deshidrogenasa:

Se pesó a partir de cada muestra, 1,0 gramo de suelo en tubos de vidrio con tapa. A las muestras se les añadió 0,2 ml de agua destilada y 0,2 ml de 2-p Iodofenil-3-p Nitrofenil-5-Feniltetrazolio (INT) al 0,4%; en el caso del control se le añadió 0,4 ml de agua desionizada. Posteriormente se incubaron las muestras y el control durante 20 h en la oscuridad a una temperatura de 20°C. Posteriormente se añadieron a todos los tubos 10 ml de la solución extractora (metanol) y se agitó durante 1 min. Los tubos se filtraron con papel de filtro y se midió la absorbancia a una longitud de onda de 490 nm en un espectrofotómetro. Los resultados se expresaron en mg INTF.g-1.

Determinación de la enzima ureasa:

Para cada muestra, se pesó 0,500 gramos de suelo en tubos de plástico con tapa para conformar 1 determinación (muestra) y se pesó 0.490 gramos para realizar un control. A cada tubo se le añadieron 4 ml de tampón fosfato (0.1 M; pH 7). A las muestras se les añadió 0,5 ml de sustrato (solución de urea al 0,64%) y se incuban todos los tubos 1,5 horas a 30 °C. Una vez finalizada la incubación, se añadió a los controles 0,5 ml de sustrato, se llevaron todos los tubos a 10 ml con agua destilada y se centrifugaron todos los tubos a 4000 rpm durante 4 minutos. Seguidamente, se

extrajeron 5 ml de sobrenadante a un nuevo tubo de vidrio pírex, se añadió 1 ml de una disolución de EDTA, 2 ml de fenilnitroprusiato, 4 ml de hipoclorito de sodio y 8 ml de agua destilada agitando cada vez. Una vez añadida el agua, se dejó desarrollar color durante 1 hora y se midió la absorbancia a una longitud de onda de 636 nm. Los resultados se expresaron en $\mu\text{g N-NH}_4\text{.g}^{-1}\text{.h}^{-1}$.

Para la determinación de la glomalina:

A 0,25 g de suelo natural se le adicionan 2 ml de solución citrato 20 mM pH7.0 y se somete a 121° C durante 30 minutos en autoclave, luego se centrifuga a 3.000 rpm durante 15 minutos y en el sobrenadante se determina proteína por el método de Bradford usando albúmina de suero bovina como patrón de calibración en un rango de concentraciones de 0, 1, 3, 5, 7, 10, 15 y 20 μg de proteína a partir de una solución madre de albúmina de suero bovino de 1 mg ml⁻¹. Después de agitar en el vórtex se midió la densidad óptica a 595 nm tras esperar el desarrollo de color durante cinco minutos.

3.5 Análisis estadístico.

El ajuste de los datos a una distribución normal para todas las propiedades analizadas fue verificado con el test Kolmogórov-Smirnov. Para evaluar el efecto de los distintos tratamientos agrícolas en los parámetros estudiados se llevó a cabo el test ANOVA. Todo el análisis estadístico fue realizado con el programa SPSS (IBM SPSS statistics 2016) versión 19.0.

4. Resultados y discusión

De forma general, se observan cambios en las propiedades analizadas en la parcela de estudio con diferentes tratamientos agrícolas, en la mayoría de los ensayos del primer muestreo, el lodo de depuradora obtuvo los valores más altos, no observándose diferencias significativas entre el tratamiento de compost y el suelo control, una vez pasadas las primeras lluvias otoñales, en el segundo muestreo, los valores de las propiedades analizadas tienen resultados muy parecidos entre ellos, no observándose diferencias significativas entre los distintos tratamientos, ver Tabla 2:

Tabla 2. Resumen de las propiedades analizadas en la parcela de estudio en ambos muestreos

Propiedad	Muestra	Promedio Muestreo 1	Promedio Muestreo 2
Ureasa $\mu\text{mol NH}_4^+ \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$	Lodo	0,64	0,38
	Compost	0,27	0,25
	Control	0,27	0,22
β -Glu $\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$	Lodo	0,34	0,44
	Compost	0,3	0,4
	Control	0,29	0,39
PHP $\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$	Lodo	0,072	0,22
	Compost	0,049	0,21
	Control	0,043	0,21
DHA mg INTF g^{-1}	Lodo	2,49	3,14
	Compost	1,13	3,13
	Control	1,01	2,76
Glomalina $\mu\text{g g}^{-1}$	Lodo	178,41	433,90
	Compost	206,66	448,19
	Control	189,33	418,25
CBM mg C g^{-1}	Lodo	156,20	147,11
	Compost	101,68	69,95
	Control	77,55	97,17
REB $\text{C-CO}_2 \mu\text{g C g}^{-1} \text{h}^{-1}$	Lodo	0,30	0,40
	Compost	0,20	0,30
	Control	0,14	0,34

4.1 Actividades enzimáticas

A continuación se expondrán los resultados obtenidos de las actividades enzimáticas de ambos muestreos encima de las tablas de resultados, la discusión se expondrá debajo de cada tabla:

4.1.1 Ureasa

En la figura 13 se observan las diferencias existentes para la actividad enzimática de la ureasa en la parcela de estudio. Se puede ver que en el primer muestreo existen diferencias estadísticamente significativas en dicha actividad entre los diferentes tratamientos agrícolas, pues se observa un incremento en el tratamiento de Lodo de depuradora. En el segundo muestreo los valores de actividad se ven reducidos y con una actividad muy similar en todos los tratamientos aplicados por lo tanto en el segundo muestreo no existen diferencias significativas.

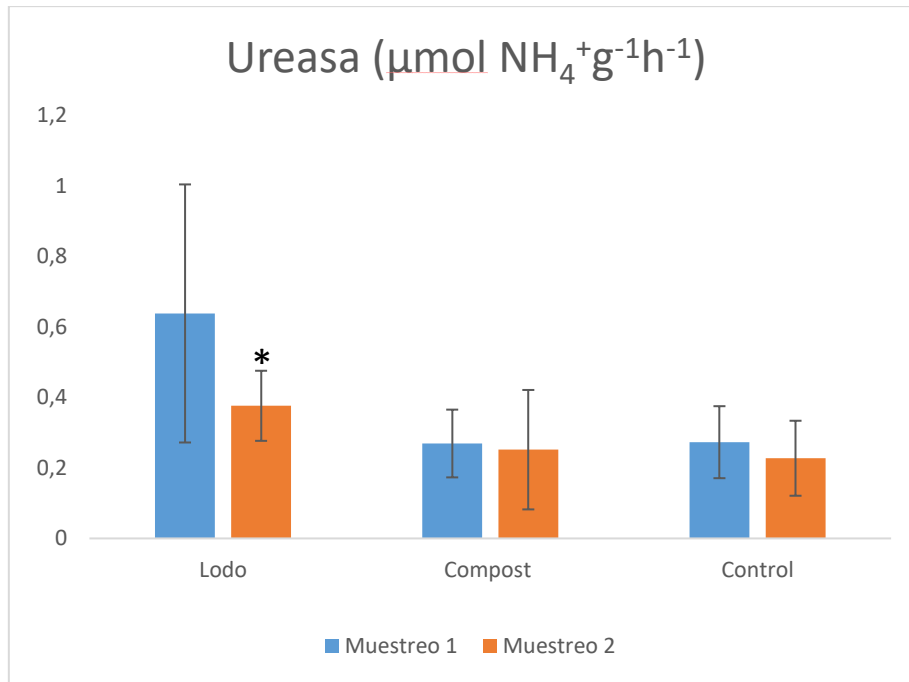


Figura 13. Valores medios (\pm desviación estándar) de la actividad ureasa en los distintos tratamientos aplicados en la parcela de estudio. * indican diferencias significativas entre los distintos tratamientos. # indican diferencias significativas entre muestreos.

La actividad de la ureasa es una de las más estudiadas junto con otro grupo de hidrolasas porque son enzimas básicas en estudios de calidad, fertilidad y en la evolución del impacto de contaminantes en el suelo. El interés de esta actividad se debe a su relación en el ciclo del N y por el uso de urea como fertilizante en la agricultura (Sastré y col, 1996). Diversos estudios han demostrado que tras la aplicación de lodos de depuradora con alto contenido en N la actividad ureasa aumentaba (Acosta-Martínez y col, 2008).

4.1.2 β -Glucosidasa

La Figura 14 muestra los resultados obtenidos en la actividad enzimática β -Glucosidasa, en el primer muestreo, esta actividad enzimática no parece estar siendo afectada por el tratamiento agrícola aplicado, ya que no mostró diferencias estadísticamente significativas entre los distintos manejos, en el segundo muestreo, se puede observar un pequeño aumento de la actividad en todos los tratamientos aplicados pero tampoco se observan diferencias estadísticamente significativas entre los resultados obtenidos de los manejos aplicados ver en la Figura 14.

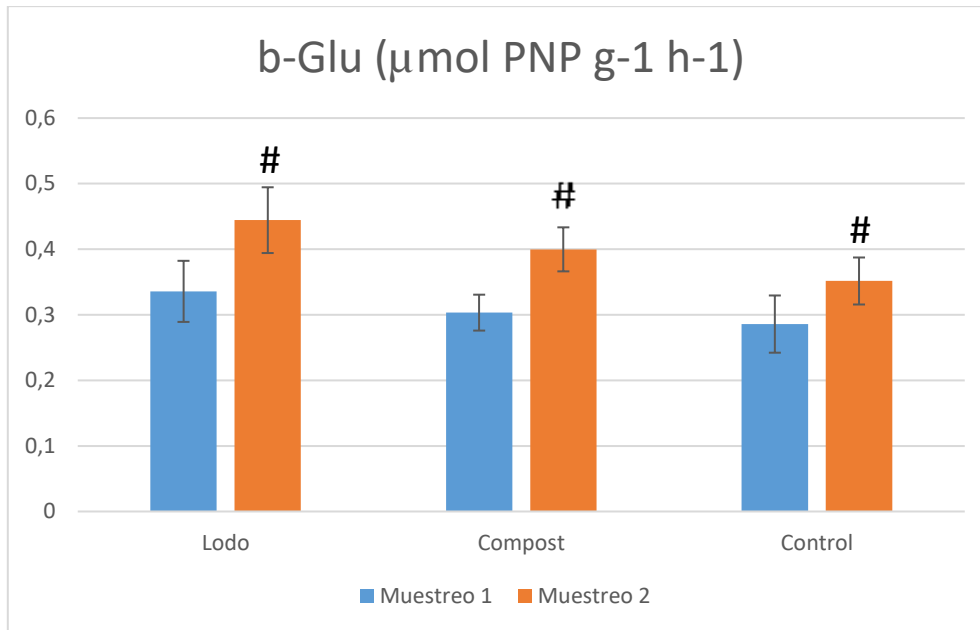


Figura 14. Valores medios (\pm desviación estándar) de la actividad β -Glucosidasa en los distintos tratamientos aplicados en la parcela de estudio y en ambos muestreos. * indican diferencias significativas entre los distintos tratamientos. # indican diferencias significativas entre muestreos.

Johansson y cols. (1999) tampoco detectaron grandes variaciones en la β -glucosidasa tras aplicar lodos de depuradora en suelos agrícolas, según estos autores este hecho puede deberse al bajo contenido de carbono orgánico del agua residual empleada para la elaboración del lodo, ya que esta enzima está altamente correlacionada con este parámetro, además de estar asociada al carbono de la biomasa microbiana (Dodor y Tabatabai, 2005). En nuestro caso el contenido en carbono orgánico del lodo es alto (49%) si bien hemos detectado cambios significativos en función del tratamiento aplicado en el carbono de la biomasa microbiana, por lo que es de esperar que esta actividad enzimática se vea ligeramente modificada a corto o medio plazo.

4.1.3 Fosfatasa ácida

En la siguiente gráfica (Figura 15) se observa la actividad fosfatasa de la parcela de estudio con distintos tratamientos agrícolas. Se observan diferencias estadísticamente significativas ya que el tratamiento del Lodo de depuradora tiene los valores más altos y el suelo control los valores mínimos. En el segundo muestreo se puede observar un aumento muy considerable de actividad enzimática en todos los tratamientos aplicados y el suelo control aunque no se observan diferencias significativas entre ellos.

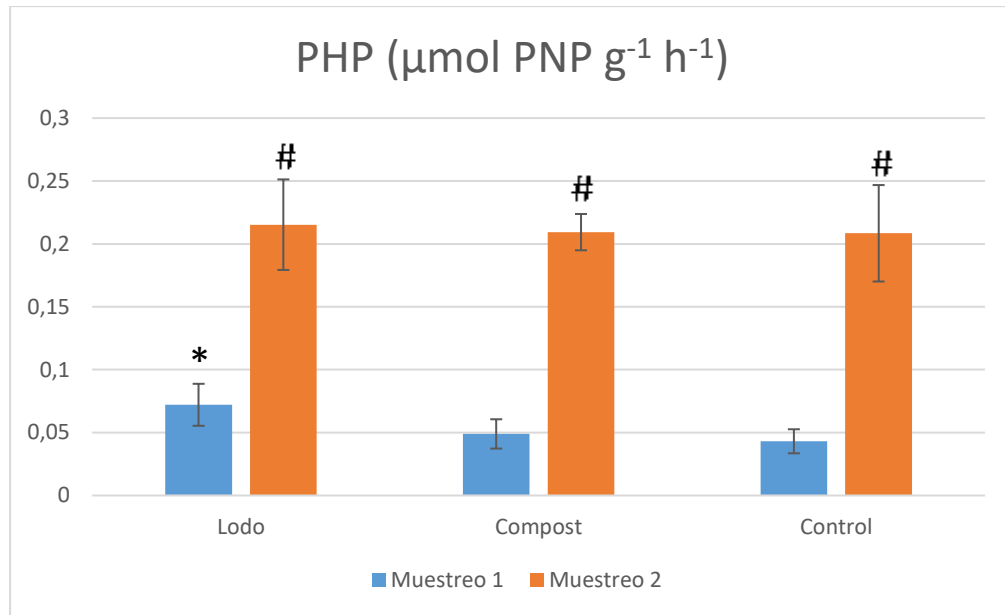


Figura 15. Valores medios (\pm desviación estándar) de la actividad fosfatasa en los distintos tratamientos aplicados en la parcela de estudio y en ambos muestreos realizados. * indican diferencias significativas entre los distintos tratamientos. # indican diferencias significativas entre muestreos.

Esta enzima se inhibe por la presencia de P en el suelo, es por ello que la aplicación de fertilizantes inorgánicos en el suelo control puede estar produciendo inactividad en el mismo, ya que el tratamiento agrícola es intensivo y con fertilización inorgánica por goteo.

Otros autores han encontrado relaciones entre el contenido de carbono orgánico y la fosfatasa, sugiriendo que la materia orgánica juega un papel importante en la protección y mantenimiento de las formas activas de estas enzimas, ya que las mejoras detectadas en la fosfatasa pueden ser la respuesta de los microorganismos tras el aporte de la materia orgánica contenida en el lodo agua residual (Sastre y col, 1996).

4.1.4 Deshidrogenasa

En la Figura 16 se pueden observar en el primer muestreo diferencias significativas para la actividad de la deshidrogenasa en la parcela de estudio ya que existen diferencias estadísticamente significativas en dicha actividad entre tratamientos, el Lodo de depuradora tuvo un valor significativamente más elevado que el resto. En el segundo muestreo la actividad experimenta un significativo aumento de actividad aunque entre los tres tratamientos no existen diferencias significativas.

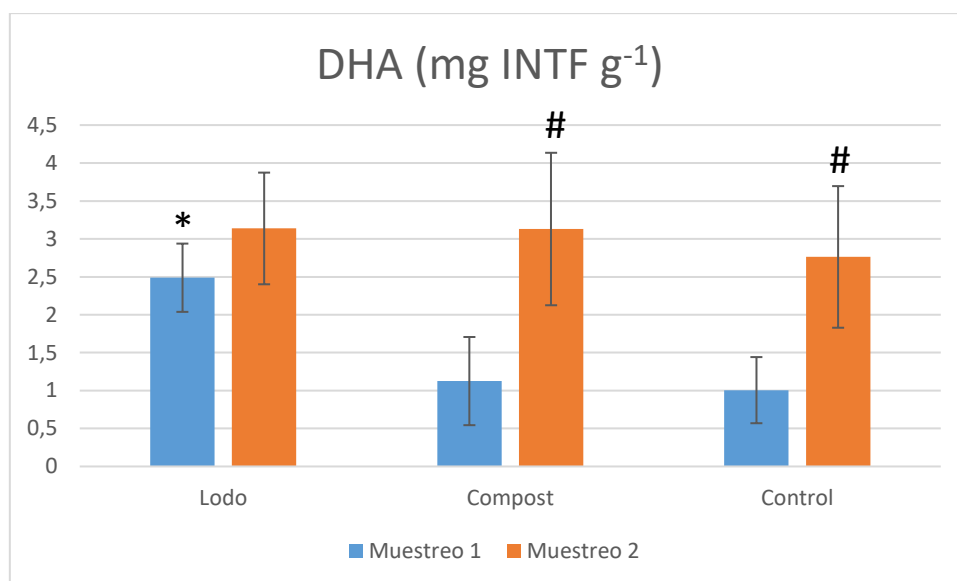


Figura 16. Valores medios (\pm desviación estándar) de la actividad deshidrogenasa en los distintos tratamientos aplicados en la parcela de estudio. * indican diferencias significativas entre los distintos tratamientos. # indican diferencias significativas entre muestreos.

La actividad de la enzima deshidrogenasa consiste en la eliminación de átomos de hidrógeno de la molécula sustrato y transferirlo a un cofactor o coenzima. Esta enzima, presente en todos los seres vivos, participa en la glucólisis, el ciclo de Krebs, interviene en procesos de detoxificación y el metabolismo de la vitamina A (Ríos-Velázquez y col, 2008).

Tal y como cabía esperar, la aplicación de lodo de depuradora produce un aumento en la generación de esta enzima en el suelo a corto plazo. La disponibilidad de una fuente de carbono introducida produce un crecimiento rápido de microorganismos con actividad deshidrogenasa (Margesin, 2005). A la vista de estos resultados es de esperar que se produzca un aumento en la concentración de bacterias y levaduras en el suelo al ser microorganismos con una fuerte actividad deshidrogenasa. La aplicación de lodo compostado no produce una respuesta tan rápida al ser un compuesto más estable.

4.2 Glomalina

La figura 17 muestra una proteína, la glomalina en los distintos tratamientos aplicados en la parcela de estudio. En el primer muestreo realizado no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados y el suelo de referencia, en el segundo muestreo realizado, la cantidad de esta proteína se ve altamente aumentada respecto al primer muestreo pero no se observan diferencias estadísticamente significativas entre ellas.

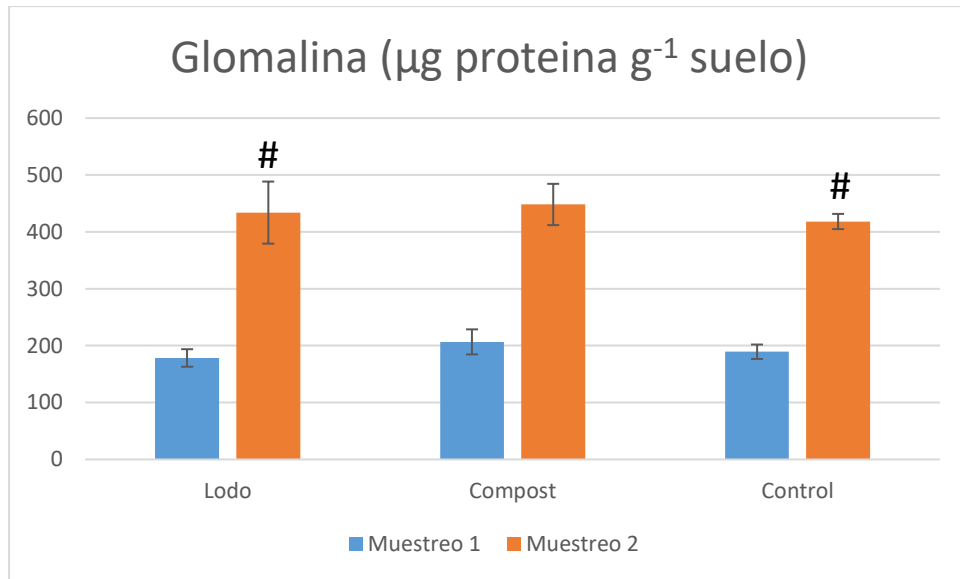


Figura 17. Valores medios (\pm desviación estándar) de la actividad glomalina en los distintos tratamientos aplicados en la parcela de estudio y entre ambos muestreos realizados. * indican diferencias significativas entre los distintos tratamientos. # indican diferencias significativas entre muestreos.

La glomalina, es una glicoproteína, producida principalmente por hongos micorrícicos arbusculares, que favorece la unión de las partículas del suelo formando agregados. Estos hongos se encuentran en asociación mutualista con las plantas, produciendo hifas intracelulares y arbusculos en las células corticales de la raíz (Wright y Upadhyaya, 1996 y Bedini y cols, 2009).

En este estudio se ha observado que tras la aplicación de lodo se ha fomentado la generación de otras proteínas al aumentar las poblaciones microbianas. Sin embargo, la eliminación de vegetación espontánea entre calles en la zona de estudio puede haber influido de forma negativa en la formación de la glomalina. La no existencia de plantas, es uno de los principales determinantes en la producción de esta proteína.

4.3 Carbono de la Biomasa microbiana

En la Figura 18 se muestra el contenido de biomasa microbiana de la parcela de estudio con distintos tratamientos agrícolas. Como se puede observar, en el primer muestreo, el tratamiento con Lodo de depuradora tiene mayor contenido en carbono de la biomasa que los demás tratamientos por lo tanto existen diferencias significativas entre los tratamientos aplicados, en el segundo muestreo, el lodo de depuradora sigue teniendo una mayor actividad que el resto de tratamientos aplicados aunque no existen diferencias significativas entre los resultados del mismo.

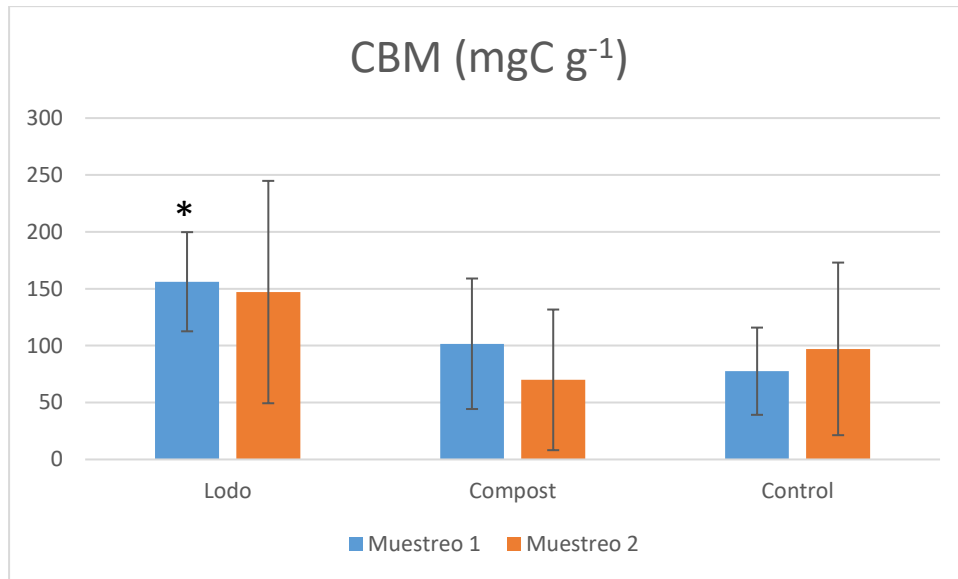


Figura 18. Valores medios (\pm desviación estándar) de la biomasa en los distintos tratamientos aplicados en la parcela de estudio, y en ambos muestreos realizados. * indican diferencias significativas entre los distintos tratamientos. # indican diferencias significativas entre muestreos.

Se ha demostrado que las aplicaciones municipales de aguas residuales en diferentes suelos mejoran la actividad microbiana y la biomasa (Ross y col, 1978; Goyal y col, 1995; Monnett y col, 1995; Meli y col, 2002; Ramirez-Fuentes y col, 2002).

El carbono de la biomasa microbiana representa el carbono procedente de microorganismos vivos. Sin duda la aplicación de lodos y lodos compostados ha potenciado el crecimiento microbiano en el suelo, al aportar una nueva fuente de carbono y otros nutrientes para las poblaciones microbianas (García-Orenes y col, 2010). Este incremento puede deberse a la lenta acumulación de materia orgánica aportada por las aguas residuales, que, a pesar de ser depuradas, si parecen estar proporcionando carbono orgánico lentamente al suelo y parece provocar también un aumento en la biomasa microbiana del suelo.

4.4 Respiración edáfica basal

Como se puede observar en la figura 19, los resultados obtenidos para la respiración edáfica basal mostraron para el primer muestreo diferencias significativas en el Lodo de EDAR con los demás tratamientos aplicados, teniendo éste los valores más elevados. Para el segundo muestreo, el suelo muestra un aumento de la actividad respecto al primer muestreo. El tratamiento con lodo de EDAR volvió a tener los valores más altos aunque no se diferencian diferencias significativas entre los tres tratamientos aplicados.

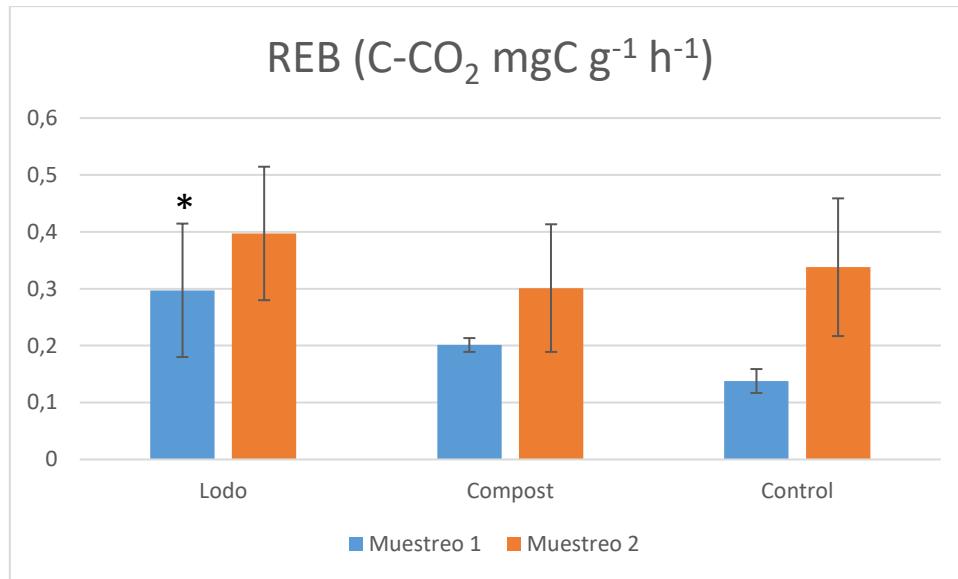


Figura 19. Valores medios (\pm desviación estándar) de la respiración edáfica basal en los distintos tratamientos aplicados y en ambos muestreos. * indican diferencias significativas entre los distintos tratamientos. # indican diferencias significativas entre muestreos.

Numerosos estudios han demostrado que la respiración edáfica basal y la actividad microbiana están relacionadas con la disponibilidad de nutrientes y el contenido de materia orgánica (Jeorgensen y col, 1995). De modo que podemos explicar, que el aporte de sustrato mediante el lodo fresco de depuradora provoque un aumento en la actividad microbiana en el primer muestreo, que se traduce en una mayor respiración microbiana en el suelo bajo este tratamiento.

5. Conclusión y proyecciones futuras

A la vista de los resultados obtenidos en los análisis realizados en la parcela de estudio con distintos tratamientos con los dos muestreos, podemos concluir:

1. En la mayoría de las propiedades del suelo analizadas en la parcela de estudio, el tratamiento llevado a cabo con la aplicación de lodo de EDAR mejoró el estado microbiológico del suelo con respecto al resto de tratamientos a corto plazo.
2. El tratamiento con aplicación de compost apenas mejoró las propiedades del suelo analizadas con respecto al suelo control o referencia en ambos muestreos.
3. El tratamiento en el suelo con lodo procedente de EDAR tras 7 meses de su aplicación no presenta diferencias significativas con el tratamiento de compost y el control.
4. Por último, podemos concluir que las aplicaciones de lodo procedente de EDAR deben realizarse en menos de 7 meses para poder observar cambios significativos a largo plazo.

De cara a un futuro, sería interesante seguir con estos análisis para saber cómo evoluciona la microbiología del suelo tanto en cada estación como en varios años. Por otro lado, Una línea de investigación a seguir sería el estudio de la aplicación de los lodos de depuradora a la productividad de las plantas y los cambios en los valores nutricionales de los frutos. A su vez, podría llevarse a cabo un estudio del efecto de los lodos sobre la incorporación de metales pesados y otros elementos potencialmente tóxicos en las plantas.

6. Bibliografía

Jiménez, P., Marando, G., Josa, R., Ginovart, M., Ras, A., Bonmatí, M. 2017. Comparison of absolute biochemical parameters of undisturbed soils in Mediterranean environments (NE Spain) with corresponding parameters relative to soil organic carbon. Elsevier. 157, 415-423.

Rodrigo-Comino, J., Martínez-Hernández, C., Iserloh, T., Cerdà, A. 2017. The contrasted impact of land abandonment on soil erosion in Mediterranean agriculture fields. Pedosphere. DOI:10.1016/S1002-0160(17)60441-7.

Soliva, M., López, M., Huerta, O. 2008. Pasado, presente y futuro del compost. Soilace. 255-273

Bautista, A., Etchevers, J., del Castillo, R.F., Gutiérrez, C. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. Ecosistemas. 13, 90-97.

Chulluncuy, N. 2011. Tratamiento de agua para consumo humano. Ingeniería industrial. 29, 153-170.

Sánchez, C. 2015. Trabajo fin de grado: Efectos de los distintos manejos agrícolas, fertilización tradicional y agricultura ecológica, en las distintas propiedades del suelo. Universidad de Miguel Hernández.

Soliva, M., Huerta, O. 2004. Compostaje de lodos resultantes de la depuración de aguas residuales urbanas. Escola superior d'agricultura de Barcelona.

Grima, A., Masanas, M., Nohales, G., Vila, M., Amlinger, F., Puig, I., Jofra, M., Giró, F., Muñoz, J., Moreno, J., Soliva, M. 2013. Gestión de biorresiduos de competencia municipal. Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente.

Rincón, L.E.C., Muñoz, L.M.M. 2005. Soil enzymes: health and quality indicators. Acta Biología Colombiana. 10, 5-18.

Soriano, M. 2010. Tesis doctoral: Aspectos ambientales relacionados con el uso de lodos de depuradora como enmienda de usos agrícolas: estabilidad de la materia orgánica, biodisponibilidad de metales pesados y contribución al almacenamiento de carbono. Universidad Miguel Hernández.

Clavería, D. 2016. Trabajo fin de grado: Evaluación de dos manejos agrícolas: fertilización tradicional y agricultura ecológica, en las propiedades de un suelo y su estructura microbiana. Universidad Miguel Hernández.

Campampitelli, P., Aoki, A., Gudelj, O., Rubenacker, A., Sereno, R. 2010. Selección de indicadores de calidad de suelo para determinar los efectos del uso y prácticas agrícolas en un área piloto de la región central de Córdoba. *Ciencia del suelo*. 28, 223-231.

Brzezinska, M., Tiwari, S.C., Stepniewska, Z., Nosalewicz, M., Bennicelli, R.P., Samborska, A. 2006. Variation of enzyme activities, CO₂ evolution and redox potential in a Eutric Histosol irrigated with wastewater and tap water. *Springer-Verlag*. 43, 131-135.

MSSI: Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad. 2017. Disponible en:

www.msssi.gob.es

MAPAMA: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. 2017. Disponible en:

www.mapama.gob.es

Lag, A. 2014. Tesis doctoral: Utilización de compost de lodo de depuradoras para la producción del cardo (*Cynara cardunculus* L.), como cultivo energético. Universidad Miguel Hernández.

Henríquez, C., Uribe, L., Valenciano, A., Nogales, R. 2014. Actividad enzimática del suelo Deshidrogenasa, glucosidasa, Fosfatasa y Ureasa bajo diferentes cultivos. *Agronomía Costarricense*. 38, 43-54.

Contreras, R. 2015. Características del suelo mediterráneo. Disponible en:

<https://biologia.laguia2000.com/ecologia/caracteristicas-del-suelo-mediterraneo-espanol>

Doran, J.E., Parkin, T.B. 1996. Quantitative indicators of soil quality: A minimum data set. *In*: Doran, JW & AJ Jones (eds.). *Methods for assessing soil quality*. 49, 25-37.

García, J.M., Lana, N. 2011. Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region. *Elsevier*. 140, 317-338.

Quiroga, A., Funaro, D. 2004. Materia orgánica, factores que condicionan su utilización como indicador de la calidad en molisoles de las regiones semiárida y subhúmeda pampeana. XIX C.A.C.S. Resumen pág. 476, trabajo en CD-ROM.

Lowdermilk, W.C. 1953. Conquest of the land through seven thousand years. *Agriculture Information Bulletin* Nº 99.

Doran, J.W., Sarrantonio, M., Liebig, M.A. 1996. *Soil Health and Sustainability*. In: D.L. Sparks (ed.) *Advances in Agronomy*. 56, 1-54.

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America J.* 61, 4-10.

Singer, M.J., Ewing, S. 2000. Soil Quality. In M. E. Sumner (ed.) *Handbook of Soil Science* Chapter 11. 271-298.

Doran, J.W., Parkin, B.T. 1994. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Inc. Special Publication. Number 35. Madison, Wisconsin, USA

Budd, W.W. 1992. What capacity the land? *J. Soil Water Conservation*. 47, 28-31.

Buol, S. W. 1995. Sustainability of soil use. *Annual Review of Ecology and Systematic* 26, 25-44.

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America J.* 61: 4-10.

Cantú, M.P., Becker, A., Bedano, J.C., Schiavo, H.F. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del Suelo*. 25, 173-178

Doran, J.E., Parkin T.B. 1996. Quantitative indicators of soil quality: A minimum data set. In: Doran, J.W. & A.J. Jones (eds.). *Methods for assessing soil quality*. SSSA Spec. 49, 25-37.

Shukla, M.K., Lal, R., Ebinger, M. 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil Till. Res.* 87, 194-204.

Larson, W.E., Pierce, F.J. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: Doran, J.W.; DC Coleman; DF Bezdick & BA Stewart (eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI, p. 37-51.

SQI-Soil Quality Institute. 1996. *Indicators for Soil Quality Evaluation*. USDA Natural Resources Conservation Service. Prepared by the National Soil Survey Center in cooperation with The Soil Quality Institute, NRCS, USDA, and the National Soil Tilth Laboratory, Agricultural Research Service. USA.

Montejo, M., Torres, C.P., Martínez, A., Tenorio, J.A., Cruz, M.R., Ramos, F.R., Cuevas, M.C. 2012. Técnicas para el análisis de actividad enzimática en suelos. Cuevas, M.C., Espinosa, G., Ilizaliturri, C.A., Mendoza, A. (eds.) *Métodos ecotoxicológicos para la evaluación de suelos contaminados con hidrocarburos* Capítulo 1. Instituto nacional de ecología. Universidad Veracruzana. México DF. 19-46.

Burns, R.G. 1982. Enzyme activity in soil: Location and possible role in microbial ecology. *Soil Biology and Biochemistry*. 14, 423-427.

Doran, J.W. 2002. Soil health and global sustainability, translating science into practice. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 88, 119-127.

Gianfreda, L., Ruggiero, P. 2006. Enzyme activities in soil. *Nucleic acids and proteins in soil*. Springer Publishing Company. Chapter 12.

Sastre, I., Vicente, M.A., Lobo, M.C. 1996. Influence of the application of sewage sludges on soil microbial activity. *Bioresource Technol.* 57, 19-23.

Ríos-Velázquez, C., Curbalo, D., Falto, L., González, L., Negrón, C., Pérez, C., Santiago, J., Torres, L., Velázquez, A. 2008. *Deshidrogenasas*. Departamento de Biología. Universidad de Puerto Rico, Recinto universitario de Mayagüez. Puerto Rico.

Acosta-Martínez, V., Acosta-Mercado, D., Somajor-Ramirez, D., Cruz-Rodríguez, L. 2008. Microbial community and enzymatic activities under different management in semiarid soils. *Appl. Soil Ecol.* 38, 249-260.

Johansson, M., Stenberg, B., Torstensson, L. 1999. Microbiological and chemical changes in two arable soils after long-term sludge amendments. *Biology and Fertility of Soils*. 30 (1), 160-167.

Dodor, D.E., Ali Tabatabai, M. 2005. Glycosidases in soils as affected by cropping systems. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 168 (6), 749-758.

Margesin, R. 2005. Deteromation of enzyme activities in contaminated soil. En: Margesin, R., Schinner, F. *Manual for soil analysis monitoring and addedding soil bioremediation*. Vol 5. Springer Publishing Company. EUA.

Wright, S.F., Upadhyaya, A. 1996. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungus. *Soil science*. 161(9), 575-586.

Bedini, S., Pellegrino, E., Avio, L., Pellegrini, S., Bazzoffi, P., Argese, E., Giovannetti, M. 2009. Changes in soil aggregation and glomalin-related soil protein content as affected by the arbuscular mycorrhizal fungal species *Glomus mosseae* and *Glomus intraradices*. *Soil Biology and Biochemistry*. 47 (7), 1491-1496.

Ross, D.J., Cainrs, A., Speir, T.W. 1978. Effect of irrigation with municipal water or sewage effluent on the biology of soil cores. *NZ J Agric Res*. 21, 411-417

Goyal, S., Chander, K., Kaboor, K. 1995. Effect of distillery wastewater application on soil microbiological properties and plant growth. *Environ Ecol.* 13, 1–89

Monnett, G.T., Reneau, R.B., Hagedon, C. 1995. Effects of domestic wastewater spray irrigation on denitrification rates. *J Environ Qual.* 24, 940–946

Meli, S., Porto, M., Belligno, A., Bufo, S.A., Mazzatura, A., Scopa, A. 2002. Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameters in a citrus orchard under Mediterranean conditions. *Sci Total Environ.* 285, 69–77.

Ramirez-Fuentes, E., Lucho-Constantino, C., Escamilla-Silva, E., Dendooven, L. 2002. Characteristics and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. *Bioresour Technol.* 85, 179–187.

Garcia-Orenes, F.; Guerrero, C., Roldán, A., Mataix-Solera J., Cerda, A., Campoy, M., Zornoza, R., Bárcenas G., Caravaca, F. 2010. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil Tillage & Research.* 109, 110–115.

Joergensen, R.G., Anderson, T. H., Wolters, V. 1995. Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soils in beech *Fagus sylvatica* L. forests. *Biol Fertil Soils.* 19, 141–147.

Nadal-Romero, E., González-Hidalgo, J.C., Cortesí, N., Gómez, J.A., Lasanta, T., Lucía, A., Marín, C., Martínez-Murillo, J.F., Pacheco, E., Rodríguez-Blanco, M.L., Romero, A., Ruiz-Sinoga, J.D., Taguas, E.V., Taboada-Castro, M.M, Úbeda, X., Zabaleta, A. 2015. Relationship of runoff, erosion and sediment yield to weather types in the Iberian Peninsula. *Elsevier.* 228, 372-381.

Sinoga, J.D., Pariente, S., Romero, A., Martínez, J.F. 2012. Variability of relationships between soil organic carbon and some soil properties in Mediterranean rangelands under different climatic conditions (South of Spain). *Elsevier.* 94, 17-25.

Pulido-Fernández, M., Schnabel, S., Lavado-Contador, J.F., Miralles, I., Ortega, R. 2013. Soil organic matter of Iberian open woodland rangelands as influenced by vegetation cover and land management, *Elsevier.* 109, 13-24.

Nadal-Romero, E., Petrlíc, K., Verachtert, E., Bochet, E., Poesen, J., 2014. Effects of slope angle and aspect on plant cover and species richness in a humid Mediterranean badland. *Earth surface process and landforms.* 39, 1705-1716.

Regües, D., Nadal-Romero, E. 2013. Uncertainty in the evaluation of sediment yield from badland areas: suspended sediment transport estimated in the Araguas catchment (central Spanish Pyrenees). Elsevier. 106, 93-100.

MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez, J., Gibon, A. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. Elsevier. 59, 47-69.

