



---

# Desarrollo de biofertilizantes a partir de biomasa de palmáceas orientados al secuestro de carbono y la mitigación del cambio climático

— Tesis Doctoral de la Universidad Miguel Hernández de Elche —



**ALBERTO VICO LÓPEZ**

**GIAAMA**



Grupo de  
Investigación  
Aplicada en  
Agroquímica  
y Medio  
Ambiente  
Universidad  
Miguel  
Hernández

**UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE**

PROGRAMA DE DOCTORADO EN RECURSOS Y TECNOLOGÍAS AGRARIAS,  
AGROAMBIENTALES Y ALIMENTARIAS

**2020**



**Desarrollo de biofertilizantes a partir de biomasa de palmáceas orientados al  
secuestro de carbono y la mitigación del cambio climático**

---

***Development of biofertilizers from palm tree biomass focused on C sequestration and  
mitigation of climate change***

Esta tesis se presenta como compendio de las siguientes publicaciones:

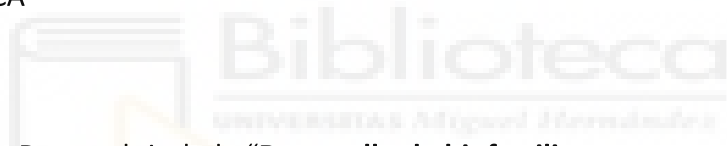
- **Optimization and scaling-up of the co-composting of palm waste with agri-food sludge. 2016.** Bustamante, M.A., Pérez-Murcia, M.D, Pérez-Espinosa, A., Agulló, E., Paredes, C., Vico, A., Barber, X., Morales, J., Moral, R. ***ORBIT Capítulo de libro*** ISBN: 978-960-93-8149-9
- **Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. 2018.** Vico, A., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Agulló, E., Marhuenda-Egea, F.C., Sáez, J.A, Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Moral, R. ***Journal of Environmental Management***, 226: 408-415. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.035>. Factor de impacto: 4,865; SCI: Q1, Environmental Science
- **Production of spinach in intensive Mediterranean horticultural systems can be sustained on organic-based fertilizers without yield penalties and low environmental impacts. 2019.** Vico, A., Sáez, J.A., Pérez-Murcia, M.D., Martínez-Tomé, J., Andreu, J., Agulló, E., Bustamante, M.A., Sanz-Cobeña, A., Moral, R. ***Agricultural Systems*** 178: (2020) 102765. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.035>. Factor de impacto: 4,131; SCI: Q1, Agricultural and Biological Sciences





**Dr. D. Angel Antonio Carbonell Barrachina**, Catedrático de Universidad y Coordinador del programa de Doctorado, Recursos y Tecnologías Agrarias, Agroambientales y Alimentarias (ReTos-AAA) de la Universidad Miguel Hernández de Elche (UMH),

CERTIFICA



Que la Tesis Doctoral titulada “**Desarrollo de biofertilizantes a partir de biomasa de palmáceas orientadas al secuestro de carbono y la mitigación del cambio climático**”, de la que es autor **D. Alberto Vico López**, Máster en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos ha sido realizada bajo la Dirección del **Dr. Raul Moral Herrero** y la Co-Dirección de la **Dra. M<sup>a</sup> Dolores Pérez Murcia**, profesores de la UMH, actuando como tutora la Dra Dña. **Concepción Paredes Gil** (UMH). Considero que la tesis es conforme en cuanto a forma y contenido a los requerimientos del Programa de Doctorado ReTos-AAA, por tanto, recibe autorización para su exposición y defensa pública.

Y para que conste a los efectos oportunos firmo la presente autorización en Orihuela a.....de Febrero de 2020.

Fdo. Dr. Angel Carbonell Barrachina

Coordinador del programa de Doctorado, ReTos-AAA



Esta memoria ha sido presentada por D. Alberto Vico López, Licenciado en Ciencias Ambientales, para optar al grado de Doctor por la Universidad Miguel Hernández de Elche.

Esta Tesis Doctoral ha sido dirigida por el Dr. Raúl Moral Herrero, Catedrático de Universidad y co-dirigida por la Dra. Maria Dolores Pérez Murcia, profesora Titular de Universidad, ambos pertenecientes al Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche, por tanto, recibe autorización para su exposición y defensa pública.



*Director*

Dr. Raúl Moral Herrero  
Catedrático de Universidad de  
Edafología y Química Agrícola  
de la Universidad Miguel  
Hernández de Elche

*Co-directora*

Dra. Maria Dolores Pérez Murcia  
Profesora Titular de Edafología y  
Química Agrícola de la  
Universidad Miguel Hernández  
de Elche





## **AGRADECIMIENTOS**

En primer lugar, me gustaría agradecer a todos los miembros del grupo de investigación GIAAMA por su sencillez y humildad en todo momento y bajo cualquier circunstancia. Mención especial para Raúl Moral por darme la oportunidad de aprender y hacer ciencia junto a destacadas personas de su grupo como Conchi o Marian. Poco se habla de la contribución silenciosa y en la sombra que realizas a la sociedad, para consumir el cambio de modelo de gestión de residuos en la comunidad valenciana, abandonar el confort y relajación que te has ganado con tu dilatada trayectoria para estos fines, es sin lugar a dudas digno de elogio y espero que algún día te sea reconocida esa labor. No puedo olvidar a Mariló por estar siempre ahí cuidando de nosotros, o a personas como Marisol, Aurelia, Enrique o el gran Javi, todas ellas también merecen mi admiración.

A mis compañeros de fatigas de laboratorio, que puedo decir que no sepáis ya, estoy muy agradecido porque el día a día con vosotros es uno de los mejores recuerdos que puedo guardar de esta Tesis. Borja y sus locuras, Teresa y su thermomix, Encarni y sus gatos y Jose y su bicimanía, cada uno sois especiales para mi, y espero serlo yo también de igual forma. A Mamen del STI y a todas las personas que pasaron algún día por el laboratorio y nos ayudaron a ser mejores, gracias de corazón.

Mi familia, mi tesoro, mi fuerza, mi apoyo... simplemente gracias porque no se dónde estaría ahora de no ser por vuestra educación y vuestro empuje, tengo la gran suerte de sentirme querido y nada me puede hacer más feliz. Para Pilar, mis alas, sólo tengo palabras de agradecimiento, porque sólo tú sabes bien lo que ha costado llegar hasta aquí, has estado a mi lado siempre de forma incondicional en cualquier circunstancia, y eso define el gran corazón que tienes. Espero que juntos podamos ser testigos de todos los logros y alcanzar todas las metas que estén por venir.

A mi primo Carlos y por supuesto no puedo dejar de nombrar a los “ministros” Alfio, Luis, Damir, Chus. Todos vosotros sois ejemplos a seguir en vuestras materias, tenéis toda mi admiración y respeto.



A mis abuelos, por cada lección de vida que nunca olvidaré...



*“Sólo sé que no sé nada”*

Socrates



## ÍNDICE/INDEX

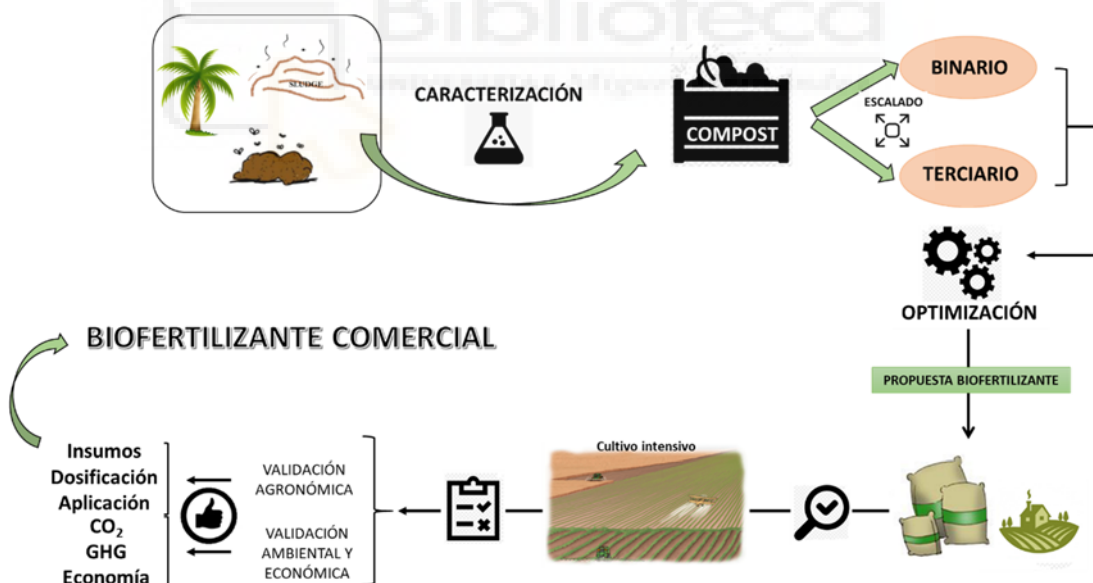
|   |     |
|---|-----|
| Resumen .....   | I   |
| Summary .....   | IV  |
| 1. INTRODUCCIÓN.....  | 7   |
| 1.1. La palmera como biomasa de interés.....  | 9   |
| 1.1.1. Descripción e implantación, fisiología, cultivo y especies .....               | 9   |
| 1.1.2. Biomasa producida.....   | 13  |
| 1.1.3. Economía circular y biomasa vegetal.....                                       | 15  |
| 1.1.4. Usos potenciales: energético, agronómico, constructivo, religioso .....        | 17  |
| 1.2. Compostaje como vía de valorización de residuos orgánicos .....                  | 23  |
| 1.2.1. Etapas y factores que influyen en el proceso de compostaje.....                | 23  |
| 1.2.2. Repercusión del proceso en la materia orgánica residual .....                  | 29  |
| 1.2.3. Evaluación de la calidad del compost .....                                     | 31  |
| 1.2.4. Compostaje de residuos de palmeras: estado del arte .....                      | 39  |
| 1.2.5. Compostaje de lodos.....   | 41  |
| 1.3 Manejo de materia orgánica para mitigación del cambio climático en agricultura..  | 45  |
| 1.3.1. Secuestro de C en agricultura .....  | 46  |
| 1.3.2. Emisión de GEI en agricultura .....  | 49  |
| 1.3.3. Uso de materia orgánica exógena como estrategia de mitigación.....             | 56  |
| 1.3.4. Fertilización y emisiones GEI asociadas .....                                  | 59  |
| 1.3.5. Compost, agricultura y mitigación: análisis de ciclo de vida y sostenibilidad. | 64  |
| 2. OBJETIVOS .....  | 67  |
| 3. PUBLICACIONES.....   | 71  |
| 4. RESUMEN DE MATERIAL Y MÉTODOS.....   | 147 |
| 5. RESUMEN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....  | 161 |
| 6. CONCLUSIONES GENERALES .....   | 175 |
| 7. PERSPECTIVAS DE FUTURO .....   | 180 |
| 8. BIBLIOGRAFÍA.....  | 184 |
| 8.1 Bibliografía.....   | 187 |



## Resumen

Las especies de palmáceas son un cultivo con una elevada importancia a nivel ambiental, paisajístico, económico y cultural, con una creciente presencia en la UE y especialmente en la cuenca mediterránea del Sureste de España. Además, existen parajes y entornos protegidos de palmeras debido a su singularidad y riquezas en muchas áreas de Europa y también de España. La poda de estas especies representa una gran cantidad de biomasa por hectárea y año. Según diversas estimaciones, en Europa existen entre 20 y 100 millones de palmeras de la especie *Phoenix* y entre 10-20 millones de la especie *Washingtonia robusta*, de las que el 40% se ubican en España.

En este marco se planteó este trabajo de investigación donde se proponen soluciones a la problemática actual de la gestión de residuos desde la ciencia, enfocados al desarrollo de bioproductos fertilizantes orientados al secuestro de C utilizando biomasa de palmáceas en procesos de co-compostaje.



En el **primer trabajo** del compendio de artículos que forman esta tesis, se ha realizado una caracterización de materias primas procedentes de la palmera *Phoenix dactylifera* L., susceptibles de ser valorizadas mediante el compostaje, como tronco de palmera procedente de podas de jardinería municipal como ingrediente principal y como ingrediente secundario lodo agroindustrial procedente del procesado de pera. La primera fase de desarrollo de procesos de compostaje a escala piloto se compone de 2 experimentos, en el experimento 1

se formaron 4 pilas con distintas proporciones. Posteriormente, el experimento 2 de este trabajo consistió en un escalado comercial de dos réplicas de la proporción que mejor resultado mostró en el experimento anterior. Se dispuso una pila en un sistema de compostaje abierto en hilera trapezoidal con volteos semanales hasta el fin de su fase bio-oxidativa. Los resultados obtenidos muestran la viabilidad del co-compostaje con los materiales estudiados, resultando en composts con buen grado de madurez y buenas propiedades físico-químicas y químicas a pesar de su contenido en sales. También, se ha testeado con éxito el empleo de un nuevo índice denominado EXI<sup>2</sup> como herramienta idónea para ajuste de mezclas complejas de compostaje.

En el **segundo trabajo** se integran una serie de procesos de compostaje usando hoja de palmera *Phoenix dactylifera* L. procedente de jardinería municipal, como ingrediente principal. De ingrediente secundario se emplearon diferentes tipos de lodos, (lodo urbano procedente de las EDAR de Torreveija, Orihuela y Elche, y lodo agroindustrial procedente del procesado de pera). Se dispusieron a través de un sistema de compostaje abierto en hilera trapezoidal con volteos periódicos. Se ha constatado una intensa fase termofílica y mayor índice EXI<sup>2</sup> en aquellas pilas con mayor proporción de hoja de palmera usada. A pesar de las limitaciones agronómicas derivadas de la elevada salinidad mostrada, la calidad y madurez final de los compost elaborados es óptima. Además, gracias al empleo de lodos existe una alta concentración de nutrientes esenciales (NPK) en el compost producido que le aporta valor económico.

Finalmente, en el **tercer trabajo**, se ha verificado la calidad agronómica y los efectos medioambientales de los compost elaborados a base de biomasa de *Phoenix dactylifera* L., en un trabajo de campo comparativo con otros fertilizantes en un cultivo intensivo de espinaca (*Spinacia oleracea*). Para ello, se han dispuesto 8 tratamientos fertilizantes divididos en 3 grupos (I) Fertilizantes inorgánicos; II) Fertilizantes orgánicos frescos; III) Fertilizantes orgánicos compostados, con un diseño experimental al azar por bloques con 4 repeticiones y una duración final del experimento de 61 días, momento en el cual se cosecharon las espinacas. La evaluación de los aspectos agronómicos y medioambientales se ha llevado a cabo en tres direcciones, a) efecto de las enmiendas orgánicas en el suelo; b) biomasa aérea producida y composición mineral de la misma; c) evaluación integral de indicadores ambientales en las diferentes estrategias de fertilización propuesta.

Como parte de la evaluación integral de los fertilizantes en un entorno agrícola exigente se han medido las emisiones de gases efecto invernadero GEI (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) . Estas medidas



se han realizado mediante cámaras estáticas opacas estandarizadas, usando la técnica de gas pooling y posterior determinación mediante cromatografía de gases. Finalmente, el potencial de calentamiento global (GWP) y la emisión de  $N_2O$  por producción de biomasa han sido estimados como parte de la evaluación integral de los aspectos medioambientales.

En este experimento se ha observado como el digerido y el vermicompost empleados como fertilizantes mostraron los mejores rendimientos. Además, estas enmiendas mostraron altas eficiencias de extracción de nitrógeno (NUE) junto al tratamiento inorgánico NPK+DMPP (con inhibidor de la nitrificación) en términos de rendimiento, extracción y acumulación de nitratos. Así, la concentración de  $NO_3^-$  en hoja se mantuvo por debajo de los límites que marca la legislación europea, siendo inducidos los valores más altos por los compost debido a su madurez. Entre las implicaciones ambientales evaluadas, cabe destacar las bajas emisiones acumuladas de  $N_2O$ , por debajo del factor de emisión del 1% propuesto por el IPCC (2006). En el caso del  $CH_4$ , se produce de forma general un efecto sumidero en el suelo, que se aprecia más intenso durante la última parte del experimento. En esta parte del experimento, las condiciones de la zona rizosférica del suelo fueron óptimas para el desarrollo de mayores flujos de emisión de  $CO_2$ . La enmienda que registró mayores emisiones GEI fue el lodo fresco debido a la presencia de C lábil y  $NO_3^-$ .

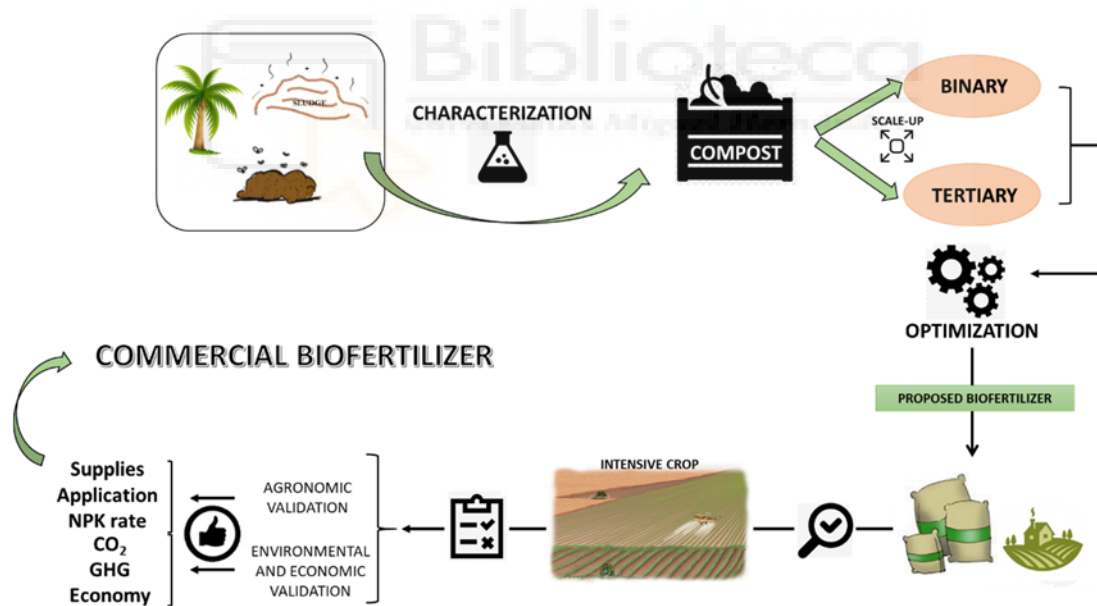
Ambientalmente, el uso de compost derivado de *Phoenix dactylifera* L. como enmienda fertilizante disminuyó las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y registró menor potencial de calentamiento global (GWP) con similar rendimiento al resto de fertilizantes, contrastando con el inhibidor de la nitrificación NI del fertilizante NPK+DMPP que no logró mejorar la eficiencia de extracción de N a pesar de disminuir sus emisiones de  $N_2O$ . La otra gran implicación ambiental muestra que las enmiendas orgánicas mejoraron el Stock de C del suelo al finalizar el cultivo, sugiriendo que cualquier evaluación medioambiental de un agrosistema de cultivo debería integrar el rendimiento del cultivo, la variación del stock de C, las emisiones GEI, el GWP y un análisis económico.



## Summary

The palm species are a crop with a high environmental, landscape, economic and cultural importance, with a growing presence in the EU and especially in the Mediterranean basin of the Southeast of Spain. In addition, there are places and environments protected from palm trees due to its uniqueness and wealth in many areas of Europe and also of Spain. Pruning of these species represents a large amount of biomass per hectare and year. According to various estimates, in Europe there are between 20 and 100 million palm trees of the *Phoenix* species and between 10-20 million of the *Washingtonia robusta* species, of which 40% are located in Spain.

In this framework, this research work was proposed where solutions are proposed to the current problem of waste management from science, focused on the development of fertilizer bioproducts oriented to the sequestration of C using palm biomass in co-composting processes.



In the **first work** of the compendium of articles that form this thesis, a characterization of raw materials from the *Phoenix dactylifera* L. palm tree has been carried out, capable of being valued by composting, as a trunk from pruning municipal gardening as the main ingredient and as binary ingredient agroindustrial sludge from pear processing. The first phase of development of pilot-scale composting processes consists of 2 experiments, in experiment 1 4 stacks were formed with different proportions. Subsequently, experiment 2 of this work

consisted of a commercial scaling of two replicas of the proportion that showed the best result in the previous experiment. A stack was placed in an open composting system in trapezoidal row with weekly flips until the end of its bio-oxidative phase. The results obtained show the feasibility of co-composting with the materials studied, resulting in composts with good maturity and good physical-chemical and chemical properties despite their salt content. In addition, the use of a new index called EXI<sup>2</sup> has been successfully tested as an ideal tool for adjusting complex composting mixtures.

In the **second work**, a series of composting processes are integrated using *Phoenix dactylifera* L. palm leaf from municipal gardening, as the main ingredient. Different types of sludge were used as a secondary ingredient (urban sludge from the WWTP of Torrevieja, Orihuela and Elche, and agroindustrial sludge from pear processing). They were arranged through an open composting system in trapezoidal row with periodic flips. An intense thermophilic phase and higher EXI<sup>2</sup> index have been observed in those batteries with the highest proportion of palm leaf used. In spite of the agronomic limitations derived from the high salinity shown, the quality and final maturity of the compost produced is optimal. In addition, thanks to the use of sludge there is a high concentration of essential nutrients (NPK) in the compost produced that provides economic value.

Finally, in the **third work**, the agronomic quality and the environmental effects of the compost made from biomass of *Phoenix dactylifera* L. have been verified, in a comparative field work with other fertilizers in an intensive spinach crop (*Spinacia oleracea*). For this, 8 fertilizer treatments have been arranged divided into 3 groups (I) Inorganic fertilizers; II) Fresh organic fertilizers; III) Composted organic fertilizers, with a randomized experimental design by blocks with 4 repetitions and a final duration of the experiment of 61 days, at which time the spinach was harvested. The evaluation of agronomic and environmental aspects has been carried out in three directions, a) the effect of organic amendments on the soil; b) aerial biomass produced and its mineral composition; c) comprehensive evaluation of environmental indicators in the different fertilization strategies proposed.

As part of the comprehensive evaluation of fertilizers in a demanding agricultural environment, GHG greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O) have been measured. These measurements have been made using standardized opaque static cameras, using the pooling gas technique and subsequent determination by gas chromatography. Finally, the potential for global warming and the emission of N<sub>2</sub>O from biomass production have been estimated as part of the integral assessment of environmental aspects.

## Summary

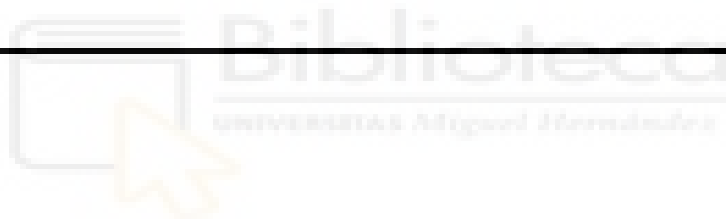
In this experiment, it has been observed how the digested and the vermicompost used as fertilizers showed the best yields. In addition, these amendments showed high nitrogen extraction efficiencies (NUE) together with the inorganic NPK + DMPP treatment (with nitrification inhibitor) in terms of nitrate yield, extraction and accumulation. Thus, the concentration of  $\text{NO}_3^-$  in leaf remained below the limits set by European legislation, the highest values being induced by compost due to its maturity. Among the environmental implications evaluated, it is worth mentioning the low cumulative emissions of  $\text{N}_2\text{O}$ , below the 1% emission factor proposed by the IPCC (2006). In the case of  $\text{CH}_4$ , there is a general sink effect in the soil, which is more intense during the last part of the experiment. In this part of the experiment, the conditions of the rhizospheric area of the soil were optimal for the development of greater  $\text{CO}_2$  emission flows. The amendment that registered the highest GHG emissions was fresh mud due to the presence of C labile and  $\text{NO}_3^-$ .

Environmentally, the use of compost derived from *Phoenix dactylifera* L. as a fertilizer amendment decreased greenhouse gas (GHG) emissions and recorded lower global warming potential (GWP) with similar performance to the rest of fertilizers, contrasting with the nitrogen inhibitor (NI) of the fertilizer NPK + DMPP that failed to improve the efficiency of N extraction despite decreasing its  $\text{N}_2\text{O}$  emissions. The other major environmental implication shows that organic amendments improved the C Stock of the soil at the end of the crop, suggesting that any environmental assessment of a crop agrosystem should integrate crop yield, C Stock variation, GHG emissions, the GWP and an economic analysis.



# 1. INTRODUCCIÓN

---







## 1.1. La palmera como biomasa de interés

### 1.1.1. Descripción e implantación, fisiología, cultivo y especies

Las palmeras constituyen uno de los principales grupos vegetales y se integran en un conjunto de familias de más de 2.800 especies. Pertenecen a la familia de las *Arecaceae* y a diferencia de los árboles (que presentan un sistema radicular pivotante), las palmeras tienen un sistema radicular homorrizo o fasciculado formado por un conjunto de raíces adventicias con capacidad de regenerarse, característica que permite un trasplante exitoso (Cruz-Coke, 2012). En el ámbito de nuestra geografía las principales especies de palmáceas más representativas son la palmera datilera (*Phoenix dactylifera* L.) y las palmeras del género *Washingtonia* como son la *Washingtonia robusta* L. y *Washingtonia filifera* L.

#### **Phoenix dactylifera**

Una palmera datilera madura puede alcanzar 30 m en altura y es la más alta de las especies del género *Phoenix*. El tallo tiene un diámetro de 40-50 cm, con ramificaciones de succión en su base durante los primeros años de crecimiento. Las hojas son pinnadas y erectas con numerosas hojas rígidas; el raquis está armado con largas espinas afiladas a cada lado. Una palma adulta tiene una corona moderadamente densa de 100 o más hojas de 3-6 m de longitud; cada hoja tiene una vida útil de 3-7 años; alrededor de 12 nuevas hojas se producen cada año. La palma datilera es dioica, llevando flores masculinas y femeninas en árboles separados alcanzando la madurez sexual a los 5-7 años. La floración se produce anualmente. El desarrollo de las frutas desde la polinización hasta la madurez dura 200 días y es variable en forma, color y tamaño, 4-7 × 2-3 cm, mayor que en cualesquiera otras especies de *Phoenix*. Los rendimientos son muy variables, obteniéndose 20-100 kg por árbol adulto. La variedad “Medjool cv” produce los frutos comerciales más grandes, los cuales contienen una única semilla, variable en forma y tamaño, 20-30 × 5-8 mm, conteniendo un aceite útil y una carne dulce y rica en nutrientes. De media, una plantación tiene una vida económicamente útil de unos 50 años, aunque los árboles continúan produciendo frutos más allá de esa edad, pero con rendimientos más bajos. Cuando los árboles se convierten en muy altos sus cuidados, cosecha y mantenimiento tienen un costo significativamente mayor, lo que afecta negativamente la economía de la producción (Al-Khayri, 2015). La morfología de

## 1. Introducción

*Phoenix dactylifera* L. se muestra en la figura 1.1, y en la figura 1.2 se muestra un ejemplar adulto.

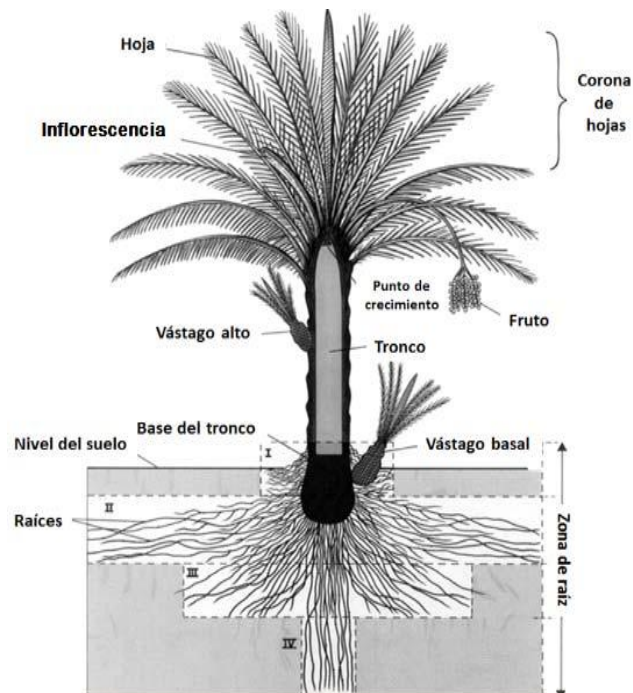


Figura 1.1. Morfología de *Phoenix dactylifera* L. (Salomón-Torres, 2017).



Figura 1.2. Ejemplar adulto de *Phoenix dactylifera* L. (Fuente: SelecTree, 2019).

### **Washingtonia robusta**

*Washingtonia robusta* H. Wendl. L. (Palmera mexicana) pertenece a la familia de Arecaceae. Esta palmera es nativa del noroeste de México (Sonora occidental y Baja California Sur) (Felger y col., 2001). Puede alcanzar los 30 m de altura; sus hojas tienen pecíolos de hasta 1 m de largo y los abanicos palmados de foliolos tienen hasta 2 m de largo (Figura 1.3). La *Washingtonia robusta* L. requiere pleno sol para su crecimiento y prefiere suelos permeables y francos arcillosos, además es una especie tolerante a la salinidad. Sin embargo, esta planta también puede crecer en suelos pobres y tolera temperaturas bajas resistentes a -5°C y el déficit hídrico (Roberts, 1989). *Washingtonia robusta* L. ha sido explotada para material vegetal (paja) y madera (Roberts, 1989), y tiene un uso generalizado en horticultura (Simon y col., 2010). Esta planta es a menudo podada cada 3 o 4 meses, lo que induce una tasa de crecimiento más rápido (Downer y col., 2009) y una mayor producción de residuos.



**Figura 1.3.** Ejemplar adulto de *Washingtonia robusta* L. (Fuente propia).

### **Washingtonia filifera**

*Washingtonia filifera* L. y *Washingtonia robusta* H. Wendl. L., tienen características similares en ejemplares jóvenes lo que hace muy difícil distinguir entre las dos especies. Difieren en características sutiles, e incluso los expertos tienen la dificultad de distinguirlos. Su tronco robusto, masivo y cilíndrico crece hasta una altura de 18-25 m y se estrecha muy gradualmente desde un diámetro de 51 a 91 cm en la base a un poco menos en la parte

## 1. Introducción

superior (Figura 1.4). Tiene una amplia corona abierta con hasta 50 hojas en forma de abanico, muy plegadas con pecíolos de hasta 1,5 m. Las hojas muertas pueden permanecer en el tronco durante muchos años, formando una densa cubierta de paja o falda alrededor del tronco hasta unos pocos pies del suelo (Sudworth, 1908).

El tallo de flor madura puede promediar 3,7 m de longitud y se extiende casi horizontalmente en la corona (Bomhard, 1950). Las flores son perfectas y se producen anualmente en gran abundancia una vez que el árbol alcanza la madurez reproductiva. El cáliz es tubular y la corola tiene forma de embudo, con los estambres insertados en su tubo (Jepson, 1910). Las frutas y las semillas maduran durante diciembre y enero, momento en el que al caer ya son totalmente maduras. El fruto maduro es una baya negra esférica o alargada, de unos 10 a 13 mm de largo, con una fina carne que rodea una sola semilla hemisférica (Sudworth, 1908; Jepson, 1910; DeMason, 1988). La semilla es de color castaño claro y mide aproximadamente 6-8 mm de largo por 3 mm de espesor, por lo que se calcula que hay aproximadamente 2300-2700 semillas en un kilogramo (Sudworth, 1908). El embrión en forma de lanza se localiza en el lado redondo de la semilla cerca del rafe (DeMason, 1988). Actualmente se planta en el sur de California, Arizona, Texas, los Estados del Golfo y la región Mediterránea para fines ornamentales y ambientales a lo largo de carreteras, paseos, jardines y urbanizaciones.



**Figura 1.4.** *Washingtonia filifera* L. adultas (Fuente: <http://arboles-con-alma.blogspot.com/2012/07/palmera-de-abanico-pritchcardia-de.html>).

### 1.1.2. Biomasa producida

Los residuos vegetales procedente de las especies de palmáceas (*Phoenix dactylifera* L., *Phoenix canariensis* L., *Washingtonia robusta* L.) son uno de los muchos flujos residuales producidos por las actividades urbanas y periurbanas, los cuales no están ligados a los procedimientos tradicionales de gestión de residuos de otros sectores agroindustriales. En las últimas décadas, el crecimiento urbanístico, junto al valor ornamental, económico, paisajístico y cultural que poseen las distintas especies de palmera en el área mediterránea ha contribuido a la creación de gran cantidad de nuevos residuos que las autoridades competentes no están preparadas para su gestión integrada en nuevas estrategias de sostenibilidad y mitigación del cambio climático.

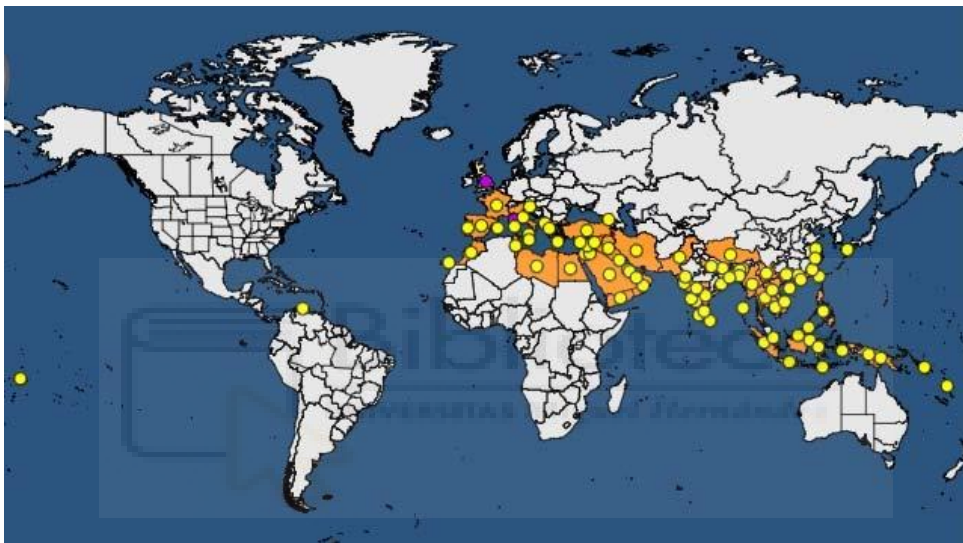
La enorme cantidad en volumen de los residuos antes mencionados, principalmente debido a su naturaleza y densidad, la falta de tratamiento previo y de instalaciones de tratamiento específicas suelen concluir en la eliminación incontrolada con pérdidas significativas de recursos en términos de energía, nutrientes y materia orgánica. En muchos casos, la combustión controlada y no controlada de los residuos se utiliza como técnica barata de gestión de residuos por lo que esta situación produce emisiones directas e indirectas de GEI y varios impactos en la biota del suelo, fauna y flora, salud humana, seguridad vial y riesgos de incendio.

La poda de la palma genera gran cantidad de biomasa por hectárea anualmente. En Europa el número de ejemplares del género *Phoenix* se estiman entre 20-100 millones y de 10 a 20 millones de ejemplares de la especie *Washingtonia robusta* L. El residuo producido por la poda anual de cada ejemplar se estima en unos 5 Kg. A modo de ejemplo, la cantidad total de biomasa producida en el palmeral de Elche donde se estiman 180.000 ejemplares de palmeras puede alcanzar las 900 toneladas anuales y en toda Europa hasta 500.000 toneladas.

Adicionalmente a la biomasa obtenida mediante podas se ha de añadir la obtenida por ejemplares afectados por enfermedades o plagas como la del picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus* Olivier; Coleoptera: Curculionidae), la cual se ha convertido en una importante amenaza para la conservación y supervivencia de las palmeras en Europa. El mencionado picudo rojo es nativo del sur de Asia y de la región de Melanesia que posee una amplia distribución geográfica en Europa-Asia (Figura 1.5). A partir de la década de los 80 comenzó

## 1. Introducción

su imparable expansión hasta en 45 países (EU, 2011), introduciéndose accidentalmente en la Unión Europea, con una elevada tasa de propagación, debido a la intervención humana, mediante el transporte de palmeras y ramas jóvenes y adultas infestadas de zonas contaminadas a zonas no infectadas (Ferry y Gómez, 2002). La plaga llega a la península Ibérica por primera vez en 1996; informes datan su presencia en Italia en 2004, Grecia 2005, Chipre y Francia en 2006, Malta y Portugal en 2007 y Eslovenia en 2009 (EU, 2011). Para valorar su velocidad de propagación y virulencia, por ejemplo, basta conocer que la reforestación con especímenes *Phoenix* de los márgenes del río Segura en España fue una de las principales vías para la diseminación de la plaga de *Rhynchophorus ferrugineus* en el Sureste de España, a pesar de las aplicaciones xenobióticas.



**Figura 1.5.** Distribución de *Rhynchophorus ferrugineus* (EPPO Global Database, 2017) en la actualidad.

En este sentido, la UE elaboró un marco legislativo con la Directiva 2007/365/CE, modificada en 2010, con medidas más estrictas para luchar contra el picudo rojo (EU, 2011). Dentro del marco de la medida relativa a la demarcación de las zonas infectadas, el plan de acción incluyó la aplicación de medidas destinadas a erradicar el organismo especificado, incluida la destrucción o, en su caso, el saneamiento mecánico completo de los vegetales susceptibles infectados. Este hecho implicó una gran generación de residuos orgánicos agrícolas derivados de estas medidas de protección. Sin embargo, el procesamiento de los especímenes eliminados infectados implica esfuerzos importantes y altos costos, ya que el requisito específico para prevenir la diseminación de plagas es la trituración del espécimen y el tratamiento de la biomasa de tallo y raíz como un residuo.

Actualmente, la práctica común utilizada para la destrucción de las palmeras infestadas es cortar los residuos de palma en trozos, triturarlos y quemarlos en el campo. Esto implica un posible impacto ambiental y representa un mal uso de la biomasa, sus productos y compuestos valiosos. Por lo tanto, es necesario el desarrollo de acciones de demostración basadas en estrategias innovadoras para aportar valor añadido a los residuos de palma, con un beneficio ambiental adicional.

### 1.1.3. Economía circular y biomasa vegetal

La economía circular aparece en la literatura principalmente a través de tres acciones fundamentales conocidas como los principios de las 3R: Reducir, Reutilizar, Reciclar (Ghisellini y col., 2016), convirtiéndose en una poderosa estrategia integrada de mitigación del cambio climático. La utilización de materias primas que se eliminan actualmente como residuos es uno de los principios básicos de la economía circular y además uno de los principales objetivos de la Unión Europea en la agenda del programa 2030 de desarrollo sostenible. Se persigue una gestión de los residuos con mayor prevención, reutilización y reciclaje para abrir nuevas oportunidades en la reducción de la emisión de gases de efecto invernadero y mitigación del cambio climático. Los otros objetivos de la sociedad para establecer una economía circular radican en profundos cambios del modelo productivo y de consumo actuales.

El 2 de diciembre de 2015, la Unión Europea aprobó por primera vez un paquete de propuestas legislativas para impulsar la transición hacia la economía circular “Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular” (EC, 2015). Este plan de acción marca alrededor de los residuos orgánicos objetivos a medio-largo plazo como la no deposición en vertederos e incineración de la biomasa vegetal producida. La Comunicación señala en su apartado 6 que el apoyo a la investigación y la innovación será un factor importante para alentar la transición a una economía circular, y además contribuirá a la competitividad y a la modernización de la industria de la UE. El programa de trabajo de Horizonte 2020 para 2016-2017 incluyó la iniciativa «Industria 2020 en la economía circular», que concedía financiación para proyectos innovadores de demostración en apoyo de los objetivos de la economía circular y de la competitividad industrial en la UE (Cerdá y Khalilova, 2015).

## 1. Introducción

Para lograr estos objetivos es necesario la valorización de la energía de biorresiduos como los restos de palmeras (de residuos a recurso) y con ellos aumentar los ciclos de vida de la biomasa vegetal, extrayendo el máximo valor de los mismos, así como definir una mejor jerarquía de los residuos. Es importante destacar que, en líneas generales, la jerarquía de residuos refleja asimismo la opción medioambiental preferible desde el punto de vista climático: la eliminación, ya sea en vertederos o mediante incineración con escasa o nula recuperación de energía, es habitualmente la opción menos favorable para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI); por el contrario, la prevención de residuos, la reutilización y el reciclado son los procesos con mayor potencial para reducir las emisiones de GEI.



**Figura 1.6.** Jerarquía de residuos y procesos de transformación de residuos en energía (Modificado de EC, 2017).

Debido a la dificultad de los fertilizantes y enmiendas de entrar en el mercado interior, dificultando la creación de entornos de economía circular a causa de normas y estándares nacionales divergentes, el 17 de marzo de 2016 la Unión Europea publicó dentro del marco de acción del plan de economía circular la comunicación “Propuesta de REGLAMENTO DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO” por el que se establecen disposiciones relativas a la comercialización de los productos fertilizantes con el mercado CE, se modifican los Reglamentos (CE) n.º 1069/2009 y (CE) n.º 1107/2009” (EC, 2016) y se deroga el Reglamento (CE) n.º 2003/2003, para su posterior publicación como nuevo “Reglamento UE de fertilizantes, enmiendas calizas, enmiendas, medios de cultivo y bioestimulantes” 2019/1009. Este nuevo Reglamento permite la libre circulación de los fertilizantes en todo el



territorio europeo, potenciando la economía circular y la agricultura sostenible, así como, promoviendo un mayor uso de materiales reciclados y reduciendo los residuos y la dependencia de nutrientes importados.

Este nuevo marco normativo pretende establecer un escenario único común que permita producir fertilizantes a partir de biorresiduos reciclados y de otras materias primas recicladas como viene reflejado en el punto 19 de la comunicación, donde relaciona esta iniciativa con la propuesta nº5 del “Horizonte 2020”, “Acción por el clima, medio ambiente, eficiencia de los recursos y materias primas”; que tiene como objetivos proporcionar soluciones innovadoras para una valorización más eficiente y segura de los recursos procedentes de residuos, aguas residuales y biorresiduos, así como animar a los investigadores a lograr productos innovadores acordes con las necesidades del mercado, de la sociedad y de las políticas de protección del medio ambiente.

En la Unión Europea más del 90% de los abonos fosfatados que se utilizan son importados, los cuales proceden de materias primas no renovables como rocas fosfatadas. Las oportunidades que ofrece la economía circular son amplias, ya que sólo reciclando residuos como la biomasa de palmera y los lodos de depuradoras se estima podrían cubrir más del 30% de la demanda de este tipo de abonos. Dado que la investigación y la innovación se desarrollan rápidamente generando valor a partir de fuentes secundarias y riqueza local, se propone otro modelo de gestión que no esté basado en altas emisiones de gases de efecto invernadero y la no sostenibilidad de los recursos naturales y nutrientes. En este sentido, como se explicará más adelante, la quema de biomasa es una práctica generalizada que evita el retorno de esta materia orgánica al suelo y produce importantes daños ambientales debido a la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera.

#### 1.1.4. Usos potenciales: energético, agronómico, constructivo, religioso

La palmera datilera (*Phoenix dactylifera* L.) es uno de los árboles frutales domesticados más valiosos debido al significado religioso en las sociedades humanas, a los beneficios para la salud, a la capacidad productiva en ambientes áridos y semiáridos severos y a la gama de productos de subsistencia de sus frutos y otras partes de la palma (Al-Khayri y col., 2015). La *Phoenix dactylifera* L. se considera un árbol multiusos y su valor reside no sólo en la fruta

## 1. Introducción

para el consumo humano sino también en productos tales como alimento animal, palma blanca para uso religioso, y materiales de construcción (Ferry y col., 2002).

### Uso energético

Según Maniatis (2001), la energía procedente de la biomasa basada en la silvicultura de corta rotación y otros cultivos energéticos puede contribuir significativamente a los objetivos del Acuerdo de Kyoto para reducir las emisiones de gases GEI y los problemas relacionados con el cambio climático. Estos procesos pueden cambiar la biomasa cruda en una variedad de materiales gaseosos, líquidos o sólidos que luego se pueden usar para la generación de energía. Entre las tecnologías termoquímicas establecidas y mejor disponibles, se encuentran la incineración, la gasificación y la conversión del pirólisis (Maniatis, 2001; Faaij, 2006).

Se han realizado escasos estudios sobre los desechos de las palmeras. Saga y col. (2008) evaluaron el efecto de la reducción de las emisiones de CO<sub>2</sub> en diferentes sistemas de conversión de biomasa de palmera, como la combustión directa, la gasificación con generación de energía, la producción de gasóleo mediante una síntesis de Fisher-Trops modificada y la producción de etanol, concluyendo que la generación por combustión directa es el más favorable. Abed y col. (2012) estudiaron el pirólisis y la combustión de hueso de dátil y tallos de palma en diferentes tamaños de partículas, mostrando también que la gran cantidad de palmeras disponibles hace que los recursos de la biomasa de palma sean candidatos ideales para la producción de bioenergía.

Además, el biochar es un subproducto de la tecnología de pirólisis C-negativa para la producción de bioenergía a partir de materiales orgánicos. El proceso se lleva a cabo bajo exclusión total o parcial de oxígeno y se basa en la captura de los gases de escape de la descomposición térmica de materiales orgánicos (Lehmann, 2007). Varios estudios han demostrado los beneficios de la enmienda de biochar al suelo, ya que no sólo secuestra el dióxido de carbono atmosférico a largo plazo (ya que el biochar es altamente resistente a la actividad microbiana), sino que además aumenta considerablemente la fracción recalcitrante del carbono orgánico del suelo (SOC) disminuyendo las emisiones de CO<sub>2</sub> del suelo (Glaser y col., 2002, Rondon y col., 2005, Lehmann, 2007) y mitigando el calentamiento global, pero también mejora la fertilidad y la vitalidad del suelo (Stavi y Lal, 2013). Han sido realizados varios estudios sobre el uso de residuos de palma en la producción de biochar, por ejemplo, Sait y col. (2012) concluyeron que esta biomasa puede convertirse en una fuente útil de energía, productos químicos y biochar. En otro estudio se incorporó el biochar de biomasa

de palmera *Elaeis* al suelo, mostrando capacidades de retención de K y P en suelos arenosos, así como aportando nutrientes N, P y K (Kong y col., 2011).

### **Uso constructivo**

El sector del mueble europeo genera una facturación de casi 115.000 millones de euros y un valor añadido de 38.000 millones de euros, siendo un actor importante en el mercado mundial, que representa cerca del 19% de las exportaciones mundiales (EU, 2012). Alentar del uso de los productos de la madera es una opción sostenible: si se aprovecha al máximo el potencial de la madera –con sus efectos de sumidero de carbono y sustitución– en los edificios, Europa podría reducir sus emisiones de CO<sub>2</sub> en 300 millones de toneladas (entre el 15 y el 20 %) (EU, 2012). En este sector, el uso de tableros de partículas (paneles de aglomerado), básicamente materiales compuestos, tradicionalmente hechos de astillas de madera, y un aglutinante (adhesivo o resina), está creciendo continuamente. El uso de materiales reciclados, alentado por los gobiernos nacionales y la UE, se ha visto favorecido por la falta y el alto coste de la madera natural y también implica una reducción del impacto medioambiental de la producción de muebles.

Debido al uso ornamental en parques y jardines y a la tradición palmerera específica en zonas como Elche y Orihuela, se producen grandes cantidades de biomasa. En la Universidad Miguel Hernández de Elche se han investigado diferentes formas de gestión de la biomasa de las distintas especies de palmeras como uso constructivo en biopaneles, usando algunas de las palmeras que más residuos producen como la *Phoenix canariensis* L. (dos podas anuales). En este sentido García-Ortuño y col. (2012a) han investigado el rendimiento de tableros de partículas hechas de residuos de poda y un almidón comercial de patata como un aglutinante natural. En otro de sus trabajos utilizó palmeras de la especie *Washingtonia robusta* L. para la realización de paneles de construcción, en los que concluyó que la fabricación de tableros de partículas de residuos de poda de *W. robusta* L. utilizando Urea era técnicamente factible. La mitad de los paneles experimentales alcanzaron los requisitos técnicos para un uso general. Los tableros de partículas desarrollados tienen baja conductividad térmica y se pueden utilizar como tableros aislantes (García-Ortuño y col., 2012b).

## 1. Introducción

### Uso agronómico

El compostaje de residuos agrícolas ha sido ampliamente estudiado. De igual modo el reciclaje de residuos de palma ha sido ampliamente estudiado en los países con cultivos de palmeras más arraigados, como Arabia Saudí, Egipto, Irán y Túnez (Safwat, 2007, Mortazavi y col., 2012, Sadik y col., 2012, Sghairoun y Ferchichi, 2011, Alkoaik y col., 2012). Los desechos de palmeras están formados por elementos como celulosa, hemicelulosas, lignina y otros compuestos (Sadik y col., 2012). Los estudios previos han demostrado que el co-compostaje de residuos de palma con desechos orgánicos ricos en Nitrógeno (como el estiércol animal), es un método factible para manejar y reciclar estos desechos. Sin embargo, uno de los principales problemas asociados con el manejo y uso de los residuos de palma es la posible propagación del picudo rojo de la palma. En este sentido, el aspecto innovador del uso de este método para el manejo y reciclado de los residuos de palma infestados se basa principalmente en la destrucción de las larvas y huevos del picudo rojo de palma debido a las altas temperaturas alcanzadas durante la fase termofílica del compostaje (más de 65°C), obteniendo también un material orgánico estabilizado que puede ser empleado con fines agrícolas.

Debido al creciente uso de la producción de cultivos sin suelo y los problemas asociados al uso de la turba (aumento de la demanda, aumento de los costes y disponibilidad cuestionable en un futuro próximo debido a limitaciones medioambientales) especialmente en el área mediterránea, algunos países planean comenzar a legislar la extracción de turba natural por lo que es necesario la búsqueda de materiales alternativos para el sector agrícola y sustratos de bajo costo como medio de cultivo en horticultura (Abad y col., 2001). Los residuos vegetales de las palmeras, compostados o no, constituyen nuevos materiales que muestran cada vez más su potencial como sustrato para la sustitución de la turba debido a su naturaleza leñosa pero también fibrosa. Se han desarrollado varios estudios sobre el uso de compost de palma (Latigui y col., 2013) o de residuos de palma directamente (Roudsari y col., 2005; Ghehsareh y col., 2012; García-Ortuño y col., 2012b; Shirani y col., 2013) como componentes de sustratos. Los residuos de palma presentan características similares a las de la fibra de coco, y en la forma en que se producen cuentan con la ventaja adicional de ser un material local y, por lo tanto, más disponible (Basirat, 2011).

El uso de los compost obtenidos en los suelos agrícolas de los alrededores de los palmerales tiene un interés especial, ya que las palmeras se localizan generalmente en regiones áridas y semiáridas, donde los suelos son propensos a elevados riesgos de

degradación, debido a los bajos niveles de materia orgánica y su exposición a la erosión. La incorporación de compost se ha vuelto esencial en la restauración de las reservas de C en los suelos áridos y semiáridos, ya que mantiene los niveles de materia orgánica del suelo, suministra nutrientes y potencia la proliferación y actividad microbiana (Tejada y col., 2006). Además, la incorporación de materia orgánica a los suelos ha ganado recientemente importancia debido a las preocupaciones ambientales mundiales sobre la contribución de los ecosistemas agrícolas a las concentraciones atmosféricas de GEI y al potencial de los suelos arables para secuestrar C. La capacidad como sumidero de C de materia orgánica del suelo para el CO<sub>2</sub> atmosférico (Lal, 2004), supone un freno al efecto invernadero, con un potencial de secuestro de C en las zonas áridas de aproximadamente 0,10-0,20 toneladas C / ha / año para dosis de aplicación de 20 Mg / ha / año (Lal, 2004).

La aplicación de enmiendas orgánicas como el compost puede tener además efectos indirectos positivos sobre el sistema suelo-planta gracias a la actividad supresora de patógenos vegetales de la microbiota presente en el compost. Autores como Bustamante y col. (2012), constataron que los compost pueden tener diferentes usos agrícolas con los adecuados niveles de estabilidad y madurez, así como propiedades que le confieren valor añadido como la supresividad frente a *Fusarium oxysporum* f. sp. *Melonis*. Los mecanismos que producen la actividad supresora que poseen los compost se pueden clasificar en “específica” o “general” en función del número de agentes implicados en la misma. Algunos estudios han mostrado que los compost pueden ser supresores de diferentes enfermedades vegetales (Diab y col., 2003; Scheurell y col., 2005), al mismo tiempo que esta capacidad no es una constante biológica y puede variar según diversos factores como la procedencia de los materiales, madurez del compost o temperatura alcanzada heterogénea. Suárez-Estrella y col. (2007) observó en su trabajo sobre supresividad del compost frente a *Fusarium sp*, hasta un 90% de reducción de la enfermedad gracias al empleo de compost, mejorando algunos fungicidas comerciales. En otro trabajo de esta autora, se ha constatado que la supresión de patógenos como *Fusarium oxysporum* f. sp. *Melonis*, es un efecto directo importante de factores bióticos, mientras que los factores abióticos podrían estar actuando indirectamente de forma sinérgica en esa propiedad del compost (Suárez-Estrella y col., 2012).

## 1. Introducción

### Uso religioso

El cultivo de palmeras para la obtención de palma blanca de uso religioso está estrechamente ligado a la artesanía para la festividad del Domingo de Ramos en toda la geografía nacional. Los aspectos religiosos están documentados desde la antigüedad, por ejemplo, en Elche existen referencias históricas que datan al menos del siglo XV, aunque fue en la época cristiana, a partir de 1274, con la entrada de Jaime I a la ciudad, la que parece marcar el punto de origen de la artesanía de la palma blanca, considerada como atributo de divinidad y purificación en la cristiandad (Soler y col., 2004). Para elaborar la palma blanca se produce un encaperuzamiento de las palmeras con plástico negro, de este modo el blanqueado se consigue liando fuertemente juntas las hojas de la palmera, de modo que se inhibe en ellas la producción de clorofila al interrumpir la incidencia de la luz (Gracia, 2006). Esta técnica usada de forma masiva en la actualidad eleva la mortalidad de las palmeras ya que impide que ésta pueda realizar la fotosíntesis durante largos periodos de tiempo, provocando graves daños en el ejemplar.



**Figura 1.7.** Palmas blancas elaboradas para la Semana Santa ilicitana (Fuente: [www.visitelche.com](http://www.visitelche.com)).

## 1.2. Compostaje como vía de valorización de residuos orgánicos

### 1.2.1. Etapas y factores que influyen en el proceso de compostaje

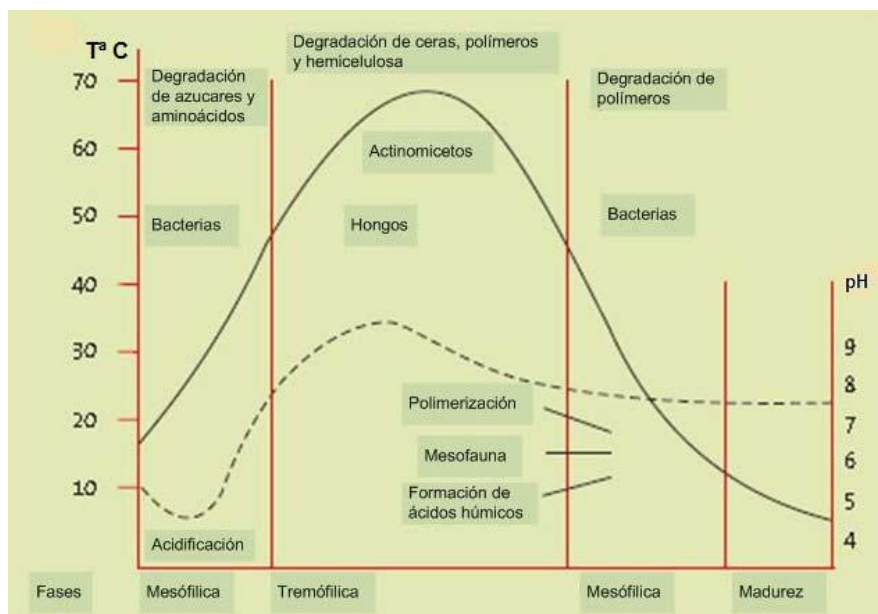
El compostaje es un tratamiento biológico utilizado para la estabilización de los residuos orgánicos. Es un proceso bio-oxidativo controlado en el que intervienen diversos microorganismos, que requiere una humedad adecuada y sustratos orgánicos sólidos y heterogéneos. Implica el paso a través de una etapa termófila, con altas temperaturas debido a la actividad microbiana, donde se liberan fitotoxinas, se eliminan los patógenos y las semillas de malas hierbas. Al final del proceso se obtienen como productos CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, minerales y materia orgánica estabilizada, libre de compuestos fitotóxicos y patógenos (Soliva y col., 2008).

La evolución de la materia orgánica observada durante el proceso de compostaje depende de dos procesos que se producen de forma simultánea y son interdependientes, la descomposición y estabilización o humificación. La descomposición consiste en la degradación de la materia orgánica a moléculas orgánicas e inorgánicas más sencillas, es un proceso exotérmico dependiente de la actividad biológica. La estabilización o humificación consiste en la síntesis de nuevas macromoléculas a partir de moléculas sencillas existentes en el sustrato o generadas durante el proceso de descomposición. Estos procesos se producen gracias a los microorganismos presentes influenciados por determinados factores como la naturaleza química del sustrato que está siendo degradado, el contenido de humedad, el oxígeno disponible, el pH, la relación C/N y la temperatura de la pila. El control de la temperatura durante el proceso de compostaje permite distinguir las etapas que marcan la evolución del material compostado. Las etapas que componen este proceso en condiciones aerobias y el tipo de microorganismos que actúan son las siguientes (Chen e Inbar, 1993):

1. **Fase inicial o mesofílica**, donde la pila está a temperatura ambiente y comienzan a desarrollarse las bacterias y hongos mesófilos, que descomponen los carbohidratos y las proteínas más fácilmente degradables y se forman mayoritariamente ácidos orgánicos de cadena corta, produciéndose una acidificación del medio. La actividad de las bacterias mesofílicas se detiene a temperaturas superiores de 40 °C comenzando la degradación termófila.

## 1. Introducción

- Fase termofílica**, donde los actinomicetos, hongos y bacterias termofílicas, degradan las proteínas y los carbohidratos no celulósicos y posiblemente los lípidos y la hemicelulosa, aunque no son capaces de degradar la celulosa ni la lignina. En ella se distinguen dos fases: una inicial donde se eleva la temperatura progresivamente y una segunda fase, más lenta, en la cual la temperatura puede alcanzar valores de hasta 75°C. Hay una destrucción de huevos y larvas de insectos, semillas, bacterias patógenas, salmonelas y bacilos intestinales. Debido a la temperatura alcanzada en esta fase del proceso se pueden producir pérdidas de nitrógeno en forma amoniacal.
- Fase de enfriamiento**, donde la temperatura y la velocidad de descomposición disminuyen, produciéndose a una recolonización de la masa por microorganismos mesófilos, responsables de la degradación de los azúcares, la hemicelulosa y celulosa. La fase bio-oxidativa del proceso de compostaje comprende las fases inicial o mesofílica y termofílica o de enfriamiento.
- Fase de maduración**, se producen complejas reacciones secundarias de condensación y polimerización de la materia orgánica, obteniéndose un producto final altamente estabilizado o humificado. Durante la maduración, la comunidad biótica se asemeja en gran medida a la de ambientes oligotróficos edáficos, apareciendo microorganismos propios de este hábitat (Moreno y Moral, 2008). Es la etapa que precisa mayor tiempo del proceso de compostaje y en ella se ha detectado la presencia de sustancias dotadas de actividad antibiótica.



**Figura 1.8.** Evolución de la temperatura (--) y el pH (- -) durante el proceso de maduración. (Laos y col., 2003; Mustin y col., 1987).



A la producción de compost se destinan residuos de origen urbano (residuos sólidos urbanos RSU y lodos), agrícola, ganadero, industrial y forestal. Las características físicas y químicas de cada uno de ellos dependen de su procedencia y tendrán una importancia significativa sobre la actuación de los microorganismos durante el proceso de compostaje. Por ello, los principales **factores** que influyen en el proceso se dividen en dos grupos:

- Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato. Como tamaño de partícula, conductividad eléctrica, relación C/N y C/P, nutrientes y materia orgánica. Estos han de ser adecuados a sus valores óptimos principalmente al inicio del proceso (Madejón y col., 2001).
- Parámetros de seguimiento. Como aireación, espacio de aire libre, temperatura, humedad y pH (Bueno-Márquez y col., 2008), que deben controlarse para que sus valores se adecuen a los intervalos estimados correctos para cada fase del proceso.

#### **Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato**

- **Tamaño de partícula**. Este parámetro es una importante variable para el correcto desarrollo del proceso, así en una superficie mayor expuesta al ataque microbiano por unidad de masa, la aireación será más rápida y completa. Por lo tanto, la disgregación física del material facilita el ataque de los microorganismos y aumenta la velocidad del proceso. Sin embargo, en caso de que se reduzca en exceso el espacio entre partículas, se ocasiona un aumento de las fuerzas de fricción (Haug, 1993), obstaculizando la difusión de oxígeno hacia el interior y de dióxido de carbono hacia el exterior, lo cual puede ocasionar en un colapso microbiano. La experiencia demostrada por Biddlestone y Gray (1991) sitúa el tamaño óptimo de partícula entre 1 y 5 cm de diámetro.
- **Porosidad del sustrato**. Dado que el compostaje es un proceso biológico de descomposición de la materia orgánica llevado a cabo por microorganismos, la presencia de agua entre sus poros es necesaria para completar las necesidades fisiológicas de los microorganismos, que emplean el agua como medio de transporte de los productos de deshecho de la reacción y de las sustancias que sirven de alimento a las células (Hoitink y col., 1995). Agua y oxígeno son indispensables para la actividad microbiológica y cuando la proporción es menor del nivel crítico, el metabolismo microbiano y la respiración disminuyen y se paralizan (Costa y col., 1991). En el caso de sustratos poco porosos, como lodos, purines, etc., es

## 1. Introducción

conveniente mezclarlos con otros materiales que confieran estructura apropiada para la aireación y la capacidad de retención hídrica, y que además serán preferentemente inertes desde el punto de vista químico, con el fin de que no presenten reacciones simultáneas (Costa y col., 1991).

- **Conductividad eléctrica (CE).** La naturaleza y composición del material de partida determinan este parámetro, debido a su concentración de sales y en menor medida a la presencia de iones amonio o nitrato formados durante el compostaje (Sánchez-Monedero, 2001). Durante el proceso de compostaje la CE generalmente aumenta por la mineralización de la materia orgánica, esto produce un aumento de la concentración de nutrientes. Aunque, puede ocurrir debido a fenómenos de lixiviación de la masa que descienda la CE durante el proceso.
- **Relación C/N.** Para un correcto proceso de compostaje en el que se aproveche y retenga la mayor parte del C y del N este parámetro ha de optimizarse, ya que influye en la velocidad y la pérdida de amonio durante el compostaje. Los microorganismos utilizan generalmente 30 partes de C por una de N, por ello, el intervalo óptimo para el compostaje es de 25-35 (Jhorar y col., 1991). Por ejemplo, si encontramos una relación C/N mayor que 40, los microorganismos deben oxidar el exceso de carbono, disminuyendo la actividad biológica con la consiguiente ralentización del proceso debido a una insuficiente disponibilidad de N para la síntesis proteica de los microorganismos. Con un producto de alta relación C/N, pero de materia orgánica poco biodegradable, tenemos una relación C/N real disponible para los microorganismos menor y eso produce que el proceso se acelere rápidamente, por lo que solo afecta a una porción de la masa. Por el contrario, con una relación C/N muy baja el proceso se acelera, pero se libera en forma amoniacal el exceso de N, y se autorregula la relación C/N del proceso. Durante el proceso de compostaje, la relación C/N disminuye como consecuencia de la degradación de la materia orgánica, esto genera la emisión de CO<sub>2</sub>, y un aumento de la concentración del N al disminuir el volumen de la pila (Bernal y col., 1998).
- **Contenido en Nutrientes.** La disponibilidad de los nutrientes en los residuos con posibilidad de ser compostados marca su interés agronómico (Kiehl, 1985). Entre los elementos que componen el sustrato destacan el C, N y P, que son macronutrientes necesarios para el desarrollo microbiano. En general, entre el inicio y el final de compostaje las concentraciones de distintos nutrientes aumentan por la pérdida de materia orgánica de la masa a compostar (Díaz y col., 2004; Michel y col., 2004). Los

micronutrientes presentes en pequeñas cantidades también son importantes en el metabolismo de los microorganismos, síntesis de las enzimas, y mecanismos de transporte intra y extracelular (Miyatake y col., 2006).

- **Materia orgánica.** El contenido final se considera como el principal factor para determinar la calidad agronómica de un compost (Kiehl, 1985). Durante el proceso de compostaje, la materia orgánica disminuye ya que se mineraliza y se produce una pérdida de carbono en forma de CO<sub>2</sub> de casi el 20% en peso de la masa compostada (Zucconi y col., 1987). Este descenso transcurre durante las etapas ya comentadas anteriormente de degradación y humificación.

Las condiciones físico-químicas del proceso (temperatura, pH, humedad y aireación), los microorganismos que intervienen y la naturaleza física y química de la materia orgánica determinan su velocidad de transformación (Michel y col., 2004). Asimismo, para estimar la cantidad de materia orgánica total hay que conocer la biodegradabilidad de partida, ya que esta nos indica la cantidad de materia orgánica que puede descomponerse, o que se ha descompuesto, de una mezcla o de un producto determinado. El factor limitante del proceso de compostaje es la rotura de las cadenas hidrocarbonadas de la celulosa de determinados residuos industriales. Según Haug (1993), dependiendo de la mezcla, en un proceso de compostaje de 200 días se degrada entre un 23-54% de la celulosa, en cambio los compuestos lipídicos tienen una degradabilidad limitada y las ligninas apenas se degradan.

- **pH.** Se consideran óptimos los rangos comprendidos entre 5,5 y 8, ya que los hongos soportan rangos de pH (5-8) y las bacterias toleran un menor rango de pH, entre 6 y 7,5 (Costa y col., 1991).

### **Parámetros de seguimiento**

- **Temperatura.** La temperatura es considerada la variable fundamental en el control del compostaje marcando las etapas del proceso, porque representa en parte la eficiencia del mismo. De este modo, pequeñas variaciones de temperatura afectan más a la actividad microbiana que pequeños cambios en la humedad, pH o C/N (Liang y col., 2003; Miyatake y col., 2006). En el proceso existe una relación directa entre el tiempo que permanece el proceso a altas temperaturas y la degradación. De este modo, juzgamos el grado de estabilización al que ha llegado el proceso, así como su eficiencia.

## 1. Introducción

En cada intervalo de temperatura se encuentran grupos de microorganismos que son más eficientes en la tarea de descomposición de la materia orgánica de los materiales. Por ejemplo, la degradación producida en un proceso de compostaje es mayor y más efectiva entre 15 y 40°C para los microorganismos mesófilos y 40-70°C para los termófilos (Moreno Casco y Mormeneo, 2008). En cambio, si la generación de temperatura es demasiado alta implicaría una mayor mineralización que conduce a la obtención de productos finales menos ricos en materia orgánica (Saña y Soliva, 1987), pero si la evolución de la temperatura es inadecuada se produce un compost final de mala calidad por una ineficiente higienización de la mezcla.

- **pH.** Debido a su acción sobre la dinámica de los procesos microbianos, este parámetro de seguimiento tiene una influencia directa en el compostaje. A través de su seguimiento, se puede obtener una medida indirecta del control de la aireación de la mezcla, observándose condiciones anaerobias que liberan ácidos orgánicos y provocan el descenso del pH en procesos con mala aireación.

La evolución del pH durante el proceso de compostaje presenta tres fases.

En la fase mesófila inicial el pH baja debido a la acción de los microorganismos sobre la materia orgánica más lábil, produciéndose una liberación de ácidos orgánicos. Posteriormente, la mezcla de materiales se alcaliniza como consecuencia de la pérdida de los ácidos orgánicos y la generación de amoníaco procedente de la descomposición de las proteínas (Sánchez-Monedero, 2001). Finalmente, debido a la formación de compuestos húmicos que tienen propiedades tampón el pH tiende a la neutralidad (Figura 1.8).

- **Humedad.** En el proceso de compostaje la presencia de agua es imprescindible para las necesidades fisiológicas de la microbiota, ya que es el medio de transporte de los productos de deshecho de las reacciones que tienen lugar y de las sustancias solubles que sirven de alimento a las células durante el proceso. Es considerada por algunos autores como la variable más importante del proceso de compostaje (Haug, 1993; Madejón y col., 2002).

El rango ideal para el crecimiento microbiano está entre el 50-70%. En humedades superiores del 70% el agua ocupa y desplaza el aire de los espacios libres entre partículas, reduciendo considerablemente el intercambio de oxígeno y creando condiciones anaeróbicas perjudiciales para el proceso, además de dar lugar a una

disminución de la velocidad y la generación de malos olores. La actividad biológica decrece mucho cuando la humedad está por debajo del 30% (Saña y Soliva, 1987).

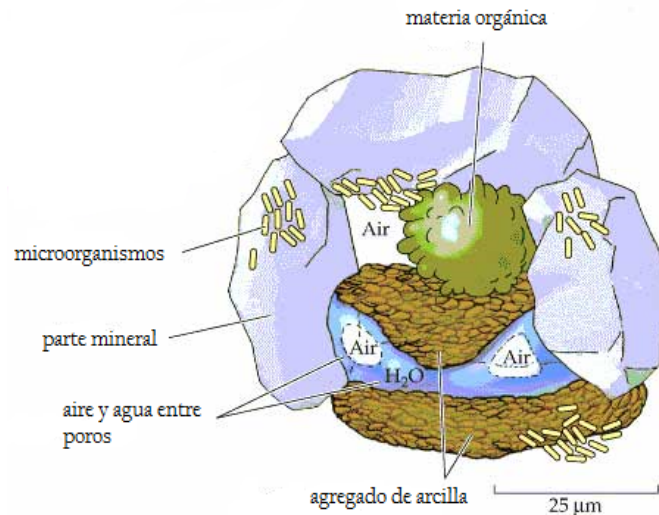
- **Aireación.** Los microorganismos que intervienen en el proceso son aerobios, por lo que para el desarrollo del compostaje es necesario asegurar la presencia de oxígeno. El nivel óptimo de oxígeno está dentro del intervalo 10-18% (Biddlestone y Gray, 1991). Una aireación insuficiente provoca anaerobiosis con la aparición de sulfuro de hidrógeno, retardo en la descomposición, y la producción de malos olores (Bidlemaier, 1996). Por el contrario, un proceso con demasiada ventilación provocaría una alta desecación y el enfriamiento de la masa, y la ulterior reducción de la actividad metabólica de los microorganismos (Zhu, 2006).

### 1.2.2. Repercusión del proceso en la materia orgánica residual

La importancia de las reacciones bioquímicas de degradación de la materia orgánica que se producen durante el proceso de compostaje recae sobre la microbiota de ambientes aeróbicos que actúa en el compost. Estas reacciones forman parte del ciclo biogeoquímico, movimiento de elementos químicos, fundamentalmente carbono, nitrógeno y otros nutrientes, entre el componente biótico y abiótico existente en un ecosistema, mediante una serie de procesos de asimilación y desasimilación (Rodin y Bazilevich, 1967) y permite que los elementos se encuentren disponibles una y otra vez por los seres vivos.

El conjunto de cambios que ocurren durante el compostaje tiene dos orientaciones: la mineralización o desasimilación microbiana y la humificación o asimilación microbiana. La mineralización conduce a la destrucción total de los compuestos orgánicos descomponiéndolos en sus productos inorgánicos sencillos, generalmente son hidrosolubles (fosfatos, sulfatos, nitratos, etc.) o pueden ser de naturaleza gaseosa ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ) (Pascual Valero y col., 2015). La mineralización puede afectar a la materia orgánica fresca (mineralización primaria) o a los compuestos húmicos (mineralización secundaria). La humificación es un proceso de transformación de los productos orgánicos en sustancias húmicas.

## 1. Introducción



**Figura 1.9.** Estructura de un agregado incluyendo materia orgánica en el suelo (Forsuelo, 2017).

Una vez expuestos algunos fundamentos acerca de la repercusión del proceso de compostaje en la materia orgánica, este se divide en dos etapas en función de un modelo de biotransformación en ambientes aeróbicos.

### **Bio-oxidación-mineralización**

La primera etapa es la bio-oxidativa o de mineralización de la materia orgánica hasta compuestos inorgánicos sencillos como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SH}_2$ ,  $\text{SO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^-$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , y  $\text{H}_2\text{O}$  (Cronje y col., 2003) y es en esta fase donde los microorganismos transportan hacia su interior los compuestos orgánicos a compostar que generan energía en su biosíntesis. La bioenergía producida por los microorganismos en la degradación de la materia orgánica en presencia de oxígeno y por tanto liberada en forma de calor dentro de la pila procede de la extracción de nutrientes y producción de ATP que realizan los microorganismos. Al final de esta etapa se aprecia una gran disminución del volumen de la masa y la materia orgánica por el consumo microbiano, la pérdida de los compuestos inorgánicos presentes en el agua y un gran aumento de la temperatura en el interior de la pila.

### **Maduración**

La segunda etapa del proceso es la etapa de maduración, que tiene el objetivo de alcanzar estabilidad biológica y grado de madurez característicos de los compost maduros. Es en este momento donde se aprecia la disminución de la actividad microbiana y gracias a reacciones químicas de polimerización, condensación, y reorganización molecular dan lugar a la

aparición de sustancias húmicas (Pascual Valero y col., 2015). Durante esta fase, la temperatura de las pilas disminuye y se sitúa cerca de la temperatura ambiente, la materia orgánica se ha transformado en compuestos orgánicos difícilmente biodegradables o más recalcitrantes, que no se encuentran disponibles para una rápida biodegradación.

Es en este momento en el cual se considera que se ha alcanzado la estabilidad biológica o madurez del compost y según Iglesias-Jiménez y col. (2008) además de por su estabilidad biológica un compost maduro se caracteriza por un elevado grado de humificación. Recordando que el compost no genera humus, es necesario aclarar que sí posee un gran número de macromoléculas de naturaleza húmica como consecuencia de las reacciones químicas producidas anteriormente. Este alto grado de "humificación" redundará según Iglesias-Jiménez y Álvarez (1993) en un incremento de la fertilidad del suelo. En la descomposición de la materia orgánica también pueden influir factores abióticos como el contenido de humedad de la pila, evolución de la temperatura y las características químicas y físicas de los materiales orgánicos a compostar (Meentemeyer, 1978; Berg y Staaf, 1980; 1981; Melillo y col., 1982; Seastedt, 1984).

### 1.2.3. Evaluación de la calidad del compost

El concepto de compost va íntimamente ligado a la definición de compost como producto: "el producto estabilizado y desinfectado del compostaje, que ha sufrido una fase inicial y rápida de descomposición, es beneficioso para el crecimiento de la planta y tiene ciertas características húmicas" (Bernal y col., 2009).

Ampliando esta definición con más detalle, son 4 las características fundamentales que debe tener todo producto denominado "compost". En primer lugar, debe ser un producto estabilizado mediante procesos biológicos previo a su empleo. En segundo lugar, es importante para la consecución de un producto inocuo que se haya producido la destrucción de todos los organismos patógenos mediante el efecto continuado de las altas temperaturas alcanzadas en la pila durante la etapa termófila. En tercer lugar, debe haberse sometido a una etapa inicial de descomposición, se debe excluir a todos los productos obtenidos mediante otros procesos. Por último, será el resultado de un proceso de humificación, que va ligado a un proceso de mineralización lento.

## 1. Introducción

En el compostaje de los residuos orgánicos el control del proceso se ha de realizar de forma exhaustiva aplicandose determinados criterios científicos. De esta forma, a escala industrial se obtiene un producto orgánico de alto valor agronómico, cuya aplicación a los suelos de cultivo puede incrementar el contenido de materia orgánica “humificada” o estabilizada. Además, según Moral y col. (2009) para el uso de compost como medio de cultivo o componente de medios de cultivo para la producción vegetal, las propiedades físicas (tamaño de partícula, densidad y capacidad de retención de agua) son muy relevantes, ya que tienen efectos directos sobre la disponibilidad de agua a las plantas. Sin embargo, la calidad de un compost se entiende en términos de “estabilidad biológica” y “humificación” del material obtenido, o científicamente conocido como “madurez” del compost (Senesi, 1989; Iglesias Jiménez y Pérez García, 1989; Inbar y col., 1990).

Cabe destacar que, para muchos autores el grado de estabilidad biológica del compost y el grado de madurez no representan el mismo concepto. La estabilidad biológica del compost se define como la tasa o grado de descomposición de la materia orgánica del material, expresada como una función de la actividad microbológica, la cual según autores como lanotti y col. (1993) se determina por medidas respirométricas o por la liberación de calor como resultado de la actividad de los microorganismos. Sin embargo, el concepto de madurez no está tan claramente definido por la comunidad científica.

El concepto más utilizado para definir la madurez de un compost “humificado” viene transmitido gracias a la evolución producida por su materia orgánica durante un largo período de tiempo de maduración hacia formas más resistentes a la biodegradación. Con lo cual un compost altamente maduro está biológicamente estabilizado y además carece de sustancias orgánicas fitotóxicas. Aquí se puede apreciar que el término madurez incluye el término “estabilidad biológica” englobándolo dentro de él.

Estabilización biológica + humificación = Madurez

Han sido propuestos numerosos métodos y criterios (químicos, físicos y biológicos), pero la gran mayoría, no son operativos para su aplicación práctica a todo tipo de materiales. Por tanto, no existe un único método universal para su aplicación a cualquier tipo de compost (Chikae y col., 2006) y por eso se vuelve necesaria la aplicación combinada de determinados parámetros indicadores de la humificación del material y la actividad microbiana durante y al final del proceso, para poder evitar los serios riesgos que conllevan la aplicación de compost no suficientemente maduros a los suelos de cultivo.



### **Criterios y métodos propuestos para la determinación del grado de madurez**

Los métodos utilizados en la actualidad no son en su mayoría concluyentes por lo que respecta al producto final, ya que, la mayoría de métodos o criterios están basados en la evolución de determinados parámetros físico-químicos y bioquímicos a lo largo del proceso de compostaje. De ahí la dificultad de establecer un único método de aplicación universal. Por ello, hay que considerar que muchos de los parámetros que determinan el grado de madurez son válidos en función de las características de los materiales utilizados, pero no extrapolables a otros tipos de residuos (Meseguer, 2016). El problema puede minimizarse gracias a que se consideren al mismo tiempo, de forma complementaria, varios métodos o criterios para la evaluación del grado de madurez según la naturaleza del parámetro que evalúan, agrupados en cinco tipos.

- A. Indicadores sensoriales de la madurez de tipo físico.
- B. Evolución de parámetros de la biomasa microbiana.
- C. Indicadores bioquímicos de la madurez.
- D. Estudio de las características físico-químicas y químicas.
- E. Métodos biológicos.

Bernal y col. (2009) resumieron toda una serie de indicadores de interés para establecer la madurez en compost, que se muestran a continuación.

**Tabla 1.1.** Índices de madurez/estabilidad para compost de diferentes materiales (Bernal y col., 2009)

| Parámetro  | Valores                       | Referencia                  |
|--|-------------------------------|-----------------------------|
| <b>C/N (soluble en H<sub>2</sub>O)</b>                   | 5-6; ≤16                      | Chanyasak y Kubota, 1981    |
| <b>Índice de germinación</b>                             | >50%                          | Zucconi y col., 1981        |
| <b>NH<sub>4</sub>-N</b>                                  | <0,4 g/Kg                     | Zucconi y de Bertoldi, 1987 |
| <b>C/N</b>   | 10 > <20                      | Mathur y col., 1993         |
| <b>C/N</b>   | <12                           | Bernal y col., 1998         |
| <b>Ratio producción CO<sub>2</sub></b>                   | ≤120 mg CO <sub>2</sub> /Kg/h | Hue y Liu, 1995             |
| <b>C-orgánico hidrosoluble</b>                           | ≤4 g/Kg; ≤ 10 g/Kg            | Zmora-Nahum y col., 2005    |
| <b>C-orgánico hidrosoluble/N-orgánico total</b>          | ≤0,70                         | Bernal y col., 2009         |
| <b>C<sub>EX</sub></b>                                    | ≤60 g/Kg                      | Bernal y col., 2009         |
| <b>C<sub>FA</sub></b>                                    | ≤12,5 g/Kg                    | Bernal y col., 2009         |
| <b>C<sub>EX</sub>/C-orgánico hidrosoluble</b>            | ≥6,0                          | Bernal y col., 2009         |
| <b>NH<sub>4</sub>-N/NO<sub>3</sub>-N</b>                 | <0,16                         | Bernal y col., 2009         |
| <b>C-mineralizable en 70 días</b>                        | <30%                          | Bernal y col., 2009         |
| <b>NO<sub>3</sub>-N/CO<sub>2</sub>-C ratio (por día)</b> | >8                            | Cooperband y col., 2003     |

## 1. Introducción

También diferentes organismos han utilizado un compendio de indicadores para establecer la madurez del compost. En la tabla 1.2 se muestran recogidos los criterios propuestos por estos organismos.

**Tabla 1.2.** Evaluación de la madurez según la CCQC de California (TMECC, 2002).

| <b>C/ratio ≤25</b>                           |                              |                    |                |                  |
|--|------------------------------|--------------------|----------------|------------------|
| <b>Umbral de estabilidad (Grupo A)</b>       |                              |                    |                |                  |
| <b>Método</b>                                | <b>Unidades</b>              | <b>Muy estable</b> | <b>Estable</b> | <b>Inestable</b> |
| <b>Tasa específica de consumo de oxígeno</b> | mg O <sub>2</sub> /g OM/d    | <3                 | 3-10           | >10              |
| <b>Ratio evolución CO<sub>2</sub></b>        | mg CO <sub>2</sub> -C/g OM/d | <2                 | 2-4            | >4               |
| <b>Test autocalentamiento Dewar</b>          | Índice Dewar                 | V                  | V              | <V               |
| <b>CO<sub>2</sub> Interporos</b>             | Código de color              | 7-8                | 5-6            | 1-4              |
| <b>C biológicamente disponible</b>           | mg CO <sub>2</sub> -C/g C/d  | <2                 | 2-4            | >4               |
| <b>Umbral de estabilidad (Grupo B)</b>       |                              |                    |                |                  |
| <b>Método</b>                                | <b>Unidades</b>              | <b>Muy maduro</b>  | <b>Maduro</b>  |                  |
| <b>NH<sub>4</sub>-N</b>                      | mg/Kg dw                     | <75                | 75-500         | >500             |
| <b>NH<sub>4</sub>-N/NO<sub>3</sub>-N</b>     | ---                          | <0,5               | 0,5-3,0        | >3,0             |
| <b>Emergencia plántulas</b>                  | % del control                | >90                | 80-90          | <80              |
| <b>Vigor plántulas</b>                       | % del control                | >95                | 85-95          | <85              |
| <b>Índice de germinación In-vitro</b>        | % del control                | >90                | 80-90          | <80              |
| <b>Bioensayo con lombrices</b>               | % aumento de peso            | <20                | 20-40          | >40              |
| <b>NH<sub>3</sub> (Solvita®)</b>             | Código de color              | 5                  | 4              | 3-1              |
| <b>Ácidos grasos volátiles</b>               | mmol/g dw                    | <200               | 200-1000       | >1000            |

Como vemos en las tablas 1.1 y 1.2, es complejo establecer un único criterio de calidad/madurez, por lo que tendremos que hacer un análisis multicriterio considerando varios parámetros según su condición.

### **Indicadores sensoriales de la madurez (Métodos físicos)**

#### *Olor / Temperatura / Color*

Según Iglesias y Pérez-García (1989), el olor puede ser indicativo de la falta de madurez como consecuencia de la presencia de ciertos compuestos, tales como ácidos orgánicos (butírico, acético, etc.). Durante el proceso de compostaje, la temperatura es indicativa del desarrollo del proceso, ya que en la fase final la temperatura de la pila debe igualar a la ambiental (Stickelberger, 1975). Por otro lado, a medida que se descomponen los materiales frescos se observa un cambio en el color y la estructura de algunos compuestos, provocando un oscurecimiento, debido a la formación de grupos cromóforos. La evaluación colorimétrica

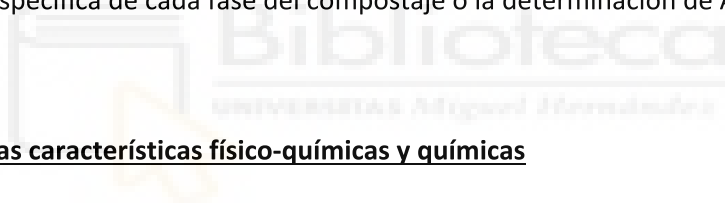
se utilizada como criterio de madurez para determinados materiales destinados a procesos de compostaje (Sugahara y col., 1979).

#### *Métodos basados en la evolución de parámetros de la biomasa microbiana*

Fundamentalmente, estos métodos fijan el grado de estabilización biológica del material a partir de la cuantificación de la medida de su actividad metabólica y de la biomasa microbiana o mediante métodos respirométricos que estudian el desprendimiento de anhídrido carbónico del compost o la absorción de oxígeno (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1989). También de forma indirecta se estima a través del estudio de la evolución de los constituyentes más fácilmente degradables como polisacáridos solubles y lípidos extraíbles (Morel y col., 1979).

#### *Indicadores bioquímicos de la madurez*

Existen técnicas basadas en el estudio de enzimas como la fosfatasa alcalina (Dick y Tabatabai, 1984), la ureasa (Bonmatí y col., 1985), la proteasa (Hattori, 1988), responsables de la actividad celular, además de otras determinaciones como la identificación de la microflora específica de cada fase del compostaje o la determinación de ATP.



### **Estudio de las características físico-químicas y químicas**

#### *Carbono extraíble*

Para compost de RSU y lodos, la tasa de extracción de C “húmico” total (Cex/Cot) permanece prácticamente constante durante todo el proceso, como demostraron (Roletto y col., 1985; Ciavatta y col., 1988), por lo que los parámetros analíticos de las sustancias húmicas (ácidos húmicos, fúlvicos y húminas) solo se pueden entender desde un punto de vista funcional cuando se refieren al compost de RSU aunque no puede considerarse válido para todo tipo de residuos.

#### *Ratio AH/AF*

Los ácidos húmicos “AH” se forman a través de precursores o compuestos secundarios que han sido producidos por la intensa mineralización primaria gracias a la actividad metabólica de las poblaciones microbianas que participan en el proceso de compostaje. Durante el compostaje de residuos no se lleva a cabo la síntesis de sustancias húmicas de nueva creación, sino que da lugar a un aumento progresivo de la tasa de polimerización o

## 1. Introducción

aumento de la fracción de “AH” por condensación, reestructuración y transformación de sustancias precursoras. Según Iglesias y Pérez-García (1992a; 1992b) desde una óptica funcional se vinculan los ácidos fúlvicos “AF” a la fracción de “AH”, por lo que a partir de la ratio AH/AF se puede determinar el grado de madurez del compost.

### *Relación C/N (fase sólida, Cot/Not)*

La relación C/N es uno de los índices más usados para establecer el grado de madurez del compost y además precisar la calidad agronómica del mismo, siendo al comienzo del proceso necesario un valor alrededor de 30 y finalmente en el producto obtenido menor de 20 o 15. Sin embargo no debe ser utilizado como único y absoluto indicador, debido a la variabilidad que pueden presentar los materiales iniciales empleados. De otro modo, también existen compost maduros con valores superiores a 20, donde parte del C orgánico puede estar aún en forma de compuestos recalcitrantes como la lignina o también existen compost inmaduros con valores inferiores a 15 debido a la riqueza en N de los materiales iniciales.

En esta misma línea, hay autores (Morel y col., 1985) que indican como criterio concluyente de madurez el seguimiento periódico de la ratio C/N a través del proceso hasta que concluye en la estabilización del mismo. Sin embargo, se establecen como criterios certeros para compost de RSU una relación Cot/Not menor a 12 según Iglesias Jiménez y Pérez García (1992b), y se establece el mismo valor en la tabla 1.2 Bernal y col. (1998) para compost de diversos orígenes, que se aproxima al valor en torno a 10 de suelos con un contenido de materia orgánica altamente humificada (Roig y col., 1988).

### *Capacidad de intercambio catiónico (CIC)*

La CIC se acrecienta a medida que lo hace la humificación de la materia orgánica del proceso, debido a que el aumento del nivel de polimerización produce un incremento considerable del área específica de las macromoléculas “húmicas” y según Lax y col. (1986) un aumento progresivo de grupos carboxílicos fundamentalmente, e hidroxifenólicos en menor medida. De este modo, están estrechamente correlacionados con la CIC, el grado de humificación de la materia orgánica que hay presente en el suelo y del mismo modo que en los procesos de compostaje de residuos orgánicos (Harada e Inoko, 1980; Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992a).

Este parámetro ha sido ampliamente aceptado para materiales orgánicos como criterio de madurez e indirectamente como criterio de “humificación” (Roig y col., 1988), para

compost de residuos orgánicos el método de Lax y col. (1986) y para compost de urbanos en general el método de Harada e Inoko (1980).

### **Métodos biológicos**

#### *Test de fitotoxicidad*

Puesto que todas las aplicaciones potenciales del compost contemplan el contacto con las plantas y se entiende la fitotoxicidad como la propiedad que influye de forma negativa en el crecimiento vegetal, este es uno de los criterios más importantes para evaluar su madurez y calidad. Por otra parte, la producción de compuestos fitotóxicos se ve influenciada por factores como el tipo de proceso, la fase de compostaje y la correcta gestión de estos. De este modo, los ensayos de fitotoxicidad ofrecen una herramienta útil para comparar distintos sistemas de compostaje y un parámetro para optimizar la duración del proceso al mínimo requerido para obtener material estándar de calidad (Zucconi y col., 1985).

La toxicidad se puede presentar en etapas intermedias de la transformación de la materia orgánica en el proceso de compostaje, a causa de un mal funcionamiento del mismo; o como consecuencia de compuestos tóxicos (metales pesados, sales, fenoles hidrosolubles) presentes en los materiales a compostar. También, según Michel y col. (2010), a causa de los herbicidas persistentes, aunque estos generalmente no afectan la germinación, pero sí influyen en el crecimiento de las plantas y en la morfología de las hojas. Por estos motivos, ensayos biológicos como la fitotoxicidad se contemplan como indicadores de madurez en lugar de estabilidad

La producción de compuestos fitotóxicos es incrementada en el estadio inicial, donde se genera una rápida degradación de la materia orgánica y disminuye en el de estabilización, donde predomina la “humificación” y mineralización. Cuando aumenta la presencia de O<sub>2</sub> la estabilización se acelera, observándose en los sistemas que cuentan con aireación forzada como la producción de compuestos fitotóxicos desaparece en poco tiempo, antes de acabar la fase termófila. Sin embargo, se observan niveles letales de toxicidad si la aireación de la masa es deficiente. La disminución de la toxicidad al final del proceso puede deberse a la degradación metabólica de algunos compuestos orgánicos fitotóxicos, o a la incorporación de determinadas moléculas fitotóxicas a la fracción de “ácidos húmicos” (Zucconi y col., 1985).

## 1. Introducción

**Tabla 1.3.** Criterios biológicos para caracterizar la calidad del compost (Bernal y col., 2009).

| <b>Biológico</b>                        |  |
|---|--|
| <b>Indicadores actividad microbiana</b> | Respiración (Consumo O <sub>2</sub> , producción CO <sub>2</sub> , test de autocalentamiento, compuestos biodegradables) |
|   | Actividad enzimática (fosfatasa, deshidrogenasa, proteasa)   |
|   | Contenido ATP  |
|   | Mineralización potencial inmovilización N, nitrificación, etc.   |
|   | Biomasa microbiana   |
| <b>Fitotoxicidad</b>                    | Test de germinación y crecimiento plántulas  |
| <b>Otros</b>                            | Test de herbáceas, patógenos y ecotoxicidad  |

### *Germinación y elongación de raíces*

Para la realización de este test, autores como Zucconi y col. (1981) estudiaron con extractos de compost la germinación de semillas de berro en contacto, determinando en comparación con las obtenidas en agua destilada, la germinación y elongación relativas de raíces. Estos ensayos presentan la ventaja de su bajo coste de laboratorio. Los resultados de estas técnicas que combinan germinación relativa (% G) y elongación relativa de las raíces (% L) con respecto a un control en agua destilada, acostumbran a expresarse como un índice GI [ $GI = (\% G \times \% L) / 100$ ]. Los resultados se interpretan considerando que el material posee una alta fitotoxicidad si se obtienen valores de GI inferior al 50%, fitotoxicidad moderada entre 50 y 80% y no existe fitotoxicidad cuando los valores son superiores al 80%.

Es complicado establecer el origen de la fitotoxicidad de un compost. Moldes y col. (2006) observaron que al diluir el extracto o empleando un compost previamente lavado, el valor GI para un compost de RSU aumentaba, deduciendo que un exceso de la salinidad era la causante de la fitotoxicidad. El índice GI es sensible a las condiciones del compostaje, particularmente a la persistencia de compuestos tóxicos en condiciones de insuficiente aireación (Zucconi y col., 1985).

### *Siembra directa*

Estos ensayos se basan en la germinación de semillas depositadas directamente sobre un sustrato constituido por compost solo o mezclado con otros componentes, en comparación con un sustrato control que puede ser suelo de referencia, sustrato comercial, mezcla de turba y perlita, etc. En un estudio de técnicas de control biológico y calidad del compost,

Emino y Warman (2004) observaron una mejor germinación relativa y un mayor desarrollo de diversas especies vegetales en compost de RSU maduro que en compost RSU inmaduro.

#### 1.2.4. Compostaje de residuos de palmeras: estado del arte

El compostaje es una tecnología ampliamente estudiada en las últimas décadas, se han estudiado múltiples proporciones de mezclas y materiales estructurantes de diferente naturaleza para optimizar los procesos, se ha estudiado la madurez del producto obtenido, así como su poder agronómico e incluso el efecto supresivo frente a hongos patógenos de determinados cultivos de especial interés comercial. Sin embargo, a pesar del creciente interés por el cultivo de palmera, el uso de sus residuos como estructurante no ha sido muy estudiado, salvo en regiones árabes donde se cultivan palmeras productoras de dátil y también de forma ornamental.

Entre los diferentes autores que han estudiado la evolución durante el proceso de compostaje de los restos de palmeras, en su mayoría procedentes de países árabes, cabe destacar el trabajo realizado por Sadik y col. (2012). En este trabajo se compostaron diferentes mezclas de estiércol de vaca y biomasa de palmera, obteniendo buenos perfiles térmicos y un buen grado de madurez, lo cual permitió validar el empleo de biomasa de palmera como fuente de carbono en el proceso de co-compostaje. Asimismo, en la misma línea de trabajo que los anteriores, El Fels y col. (2017) estudiaron el comportamiento y evolución de la materia orgánica y las sustancias húmicas durante diferentes procesos de co-compostaje formado por lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) y biomasa de palmera, obteniendo dos compost con buen grado de estabilidad, madurez y ausencia de fitotoxicidad en los mismos.

En trabajos realizados previamente por diversos autores, se aprecian determinadas limitaciones técnicas que han sido tenidas en cuenta para realizar correctamente el compostaje de las pilas con restos de palmera. La relación C/N que posee el residuo de palmera se mostró elevada en todos los trabajos (Tabla 1.4), por lo que para efectuar las mezclas estos autores utilizaron como fuente de nitrógeno a residuos como estiércoles de diferentes animales (Sadik y col., 2012; Alkoaik y col., 2011; El Khaldi y col., 2015; Abid y col., 2016) y lodos procedentes de EDAR (El Fels y col., 2014; Ezzariai y col., 2017). En cuanto a las proporciones de mezcla empleadas, los autores han empleado estas proporciones 1/2, 1/3,

## 1. Introducción

2/3 (Fuente de Nitrógeno/biomasa palmera como ingrediente estructurante) realizando en su mayoría diferentes ensayos dentro del mismo experimento.

Los métodos y tiempos de compostaje y maduración de pilas varían entre los diferentes autores. En procesos de compostaje realizados en pilas estáticas aireadas con volteos periódicos la duración oscila desde los 4 meses (Sadik y col., 2012), a los 6 meses (El Fels y col., 2014; Abid y col., 2016) y hasta 9 meses de duración (El Khaldi y col., 2015). Sin embargo, indican una duración del compostaje de 5 a 12 días en biorreactores, pero parece claro que sólo se está centralizando en una parte del proceso de compostaje (Alkoaik y col., 2011; Ezzariai y col., 2017). Todas las pilas elaboradas han mostrado buenos perfiles térmicos y temperaturas máximas que oscilan entre 60 y 69°C para las pilas estáticas y 54 a 72°C para las mezclas elaboradas en bioreactores (Tabla 4), estas temperaturas aseguran una adecuada higienización de las pilas.

**Tabla 1.4.** Características de los procesos de compostaje realizados por diferentes autores.

| Método                   | C/N <sub>final</sub> | T <sup>a</sup> max (°C) | Días | Proporción*         | Autor                   |
|--------------------------|----------------------|-------------------------|------|---------------------|-------------------------|
| Pilas estáticas aireadas | 12,5-27              | 69                      | 120  | 1:1-1:2-1:3         | Sadik y col., (2012)    |
| Pilas estáticas aireadas | 10                   | 65                      | 180  | 1:2 - 1:1           | El Fels y col. (2014)   |
| Pilas estáticas aireadas | 18,37                | 60                      | 270  | 3:2 - 1:3           | El Khaldi y col. (2015) |
| Pilas estáticas aireadas | 17,95                | -                       | 180  | 1:3 - 2:3           | Abid y col. (2016)      |
| Bioreactor               | 25-30                | 58                      | 5    | 3:2-1:1-2:3-<br>3:7 | Alkoaik y col. (2011)   |
| Bioreactor               | 11-13                | 72,5                    | 12   | 2:3-1:1-2:1-<br>1:2 | Ezzariai y col. (2017)  |

\*Proporciones empleadas en el proceso como fuente de N y estructurante de palmera (v/v).

El producto obtenido del compostaje de biomasa de palmera junto con otros residuos como estiércol de cabra u oveja ha sido testado agrónomicamente por Al-Kahtani y col. (2018) en cultivos de tomates en exterior y en invernadero por Abid y col. (2016), destacando en todos los escenarios agronómicos planteados por un buen comportamiento de los compost de biomasa de palmera gracias a sus correctos parámetros de madurez y estabilidad. En la línea de la valorización de residuos para su transformación en recursos, el compostaje de biomasa de palmera puede desarrollar aptitudes agronómicas de alto valor añadido como propiedades de supresividad ante determinados fitopatógenos. El Khaldi y col. (2015) observaron que, el extracto de compost de biomasa de palmera con diferentes estiércoles mostró aptitudes supresivas frente al hongo patógeno *Rhizoctonia solani* en cultivos de patatas, además de buenos rendimientos en la producción final.



Finalmente, cabe destacar que, de entre los autores mencionados anteriormente, solo el trabajo realizado por Sadik y col. (2012) incluye el valor fertilizante NPK del compost obtenido. En aquellos trabajos de carácter agronómico (Abid y col., 2016) publicados no se incluye la riqueza NPK de los materiales compostados, por lo que consideramos incompleto su estudio y posterior valorización agronómica.

#### 1.2.5. Compostaje de lodos

Los lodos procedentes de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) o industrias agroalimentarias (EDARI) también constituyen un problema ambiental de difícil gestión. En España, la gestión de este residuo debe realizarse conforme a la ley 22/2011 del 28 de Julio. Este material semisólido y heterogéneo en función del material a tratar y de los tratamientos empleados (Pérez-Murcia y Moreno-Caselles, 2008) aumenta su producción año tras año y genera cada vez mayores dificultades.

La producción en Europa de lodos de aguas depuradas es de aproximadamente 9,4 millones de toneladas m.s. por año, según la Agencia Europea de Medio Ambiente y 1.000.000 de t s.m/año en España según el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR). La gestión que los lodos que se realiza en España es diversa, principalmente el 80% de los lodos producidos se destina a fines agrícolas (es decir, aplicación al suelo), el 7% se destina a vertedero, otro 7% se incinera y, finalmente, el restante 6% tiene otros destinos diferentes (Anuario de estadística, 2013). Los estudios de evaluación del ciclo de vida (LCA) concluyen que el compostaje es la forma de gestión de estos residuos que menor impacto ambiental tiene comparado con la deposición a vertedero o la eliminación mediante incineración (Saer y col., 2013).

Desde que entró en vigor la directiva europea 91/271/CEE del 21 de mayo (DOCE, 1991) para depurar las aguas empleadas en las industrias agroalimentarias, la cantidad de lodo agroindustrial rico en nutrientes y carga orgánica no ha parado de aumentar, especialmente en áreas productoras como el suroeste Mediterráneo. En concreto, en la Región de Murcia se prevé que la cantidad de este residuo generado aumente de las 15.000 t en 2012 a 40.000 t anuales en 2020 (AGROWASTE, 2014).

## 1. Introducción

Las características físico-químicas de los lodos, le convierten en un ingrediente idóneo para llevar a cabo su valorización en un proceso de co-compostaje y su posterior uso agronómico, especialmente por su concentración en nutrientes. Algunas de estas características según un estudio del MAGRAMA (2009) son:

- **pH:** Los lodos presentan valores de entre 5,5 y 12, con el 50% de los lodos presenta valores cercanos a la neutralidad.
- **CE:** La conductividad eléctrica de los lodos puede presentar valores elevados, 5.000 y 6.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para la mayoría de los lodos estudiados.
- **Carbono:** De los análisis de carbono realizados, el carbono total se encuentra entre el 15 y el 55%, y el carbono oxidable representa entre el 10-25%.
- **Nitrógeno:** Entre un 3,5 y 4,5% de Nitrógeno contienen los lodos estudiados.
- **C/N:** La relación entre estos dos importantes elementos aporta información acerca de la estabilidad del material cuando se gestione en un proceso de compostaje o en su aplicación agronómica, los lodos presentan una relación C/N entre 4 y 16.
- **Fósforo:** El contenido de fósforo total varía entre 2.500 y 3.000 mg/kg (sobre materia seca), del cual el 30% corresponde al asimilable en la mayoría de los lodos estudiados.
- **Potasio:** Los valores de K total son muy dispares, de 1.000 a 10.000 mg/kg sobre materia seca. Por lo que respecta al K asimilable, la media se encuentra en 1.500 mg/kg sobre materia seca.
- **Calcio:** La presencia de este macroelemento está condicionada por el tratamiento que se hace del residuo que da origen al lodo y es muy variable. Por lo que la cantidad de Ca asimilable varía entre 100 y 30.000 mg/kg, y el rango del Ca total es 10.000-120.000 mg/kg de materia seca.
- **Magnesio:** El magnesio asimilable presenta un valor promedio de 2.000 mg/kg de materia seca. El magnesio total presenta valores de 2.000 a 13.000 mg/kg sobre materia seca.
- **Sodio asimilable:** Valores entre 1.000 y 1.500 mg/kg sobre materia seca.
- **Hierro:** Este micronutriente importante para la fertilidad de los cultivos está muy presente en los lodos. El Fe asimilable con valores promedio de 15 mg/kg sobre materia seca y valores de Fe total entre 5.000 y 70.000 mg/kg sobre materia seca.

Además de las características anteriormente mencionadas, los lodos producidos en la depuración de diferentes tipos de aguas residuales se caracterizan por tener en su

composición más del 95% de agua y un contenido de materia orgánica de entre un 25-70% sobre materia seca, a pesar de la heterogeneidad que pueden presentar los lodos de depuradora en función de los tratamientos a los que ha sido sometido o de su estado fresco (sin tratamiento previo) o degradado (proceso de digestión empleado). Los lodos residuales pueden utilizarse directamente en agricultura o tras un proceso de secado y compostaje, tanto frescos como degradados, después de ser tratados mediante procesos de deshidratación o sistemas mecánicos (secado térmico, centrifugación, filtro de bandas, etc.), (Pérez-Murcia y Moreno-Caselles, 2008).

De carácter general, el elevado contenido en materia orgánica que presentan los lodos procedentes de las EDAR o EDARI y su composición nutricional podría beneficiar a los degradados suelos agrícolas de la cuenca mediterránea, siempre y cuando se apliquen de forma óptima en base a las necesidades nutricionales del cultivo. Sin comprometer la productividad, se pueden mejorar las características físico-químicas del suelo y su fertilidad natural. Como posibles efectos adversos a tener en cuenta en caso de la aplicación directa de lodos en campo destacan su contenido en metales pesados, la emisión de gases de efecto invernadero GEI directamente a la atmósfera y la lixiviación de nutrientes contaminantes de aguas subterráneas.

Gracias a la tecnología de compostaje, es posible transformar esta clase de residuos en un recurso estabilizado, libre de patógenos y con valor agronómico añadido, por lo que el compostaje se presenta como una forma ambiental y económicamente sostenible de gestión de los lodos producidos en nuestra sociedad, así como de reciclaje de nutrientes en un entorno de economía circular. Por este motivo, cada día existen un mayor número de estaciones depuradoras que optan por el compostaje como tecnología de tratamiento y valorización de sus lodos producidos. Sin embargo, existen una serie de cuestiones técnicas que han de ser tenidas en cuenta para poder llevar a cabo correctamente el proceso.

Debido a las especiales características de este material biodegradable, es necesario para el proceso de compostaje la adición de materiales estructurantes o “bulking agent” de naturaleza ligno-celulósica que confieran a la mezcla a compostar unas óptimas características físico-químicas que permitan que se desarrolle el proceso correctamente. Se ha de poner especial atención a la excesiva humedad que suele presentar un residuo como el lodo para poder crear una mezcla ajustada a un contenido de entre 50-60%, todo ello sin olvidar la relación C/N (Silva y col., 2014; Soares y col., 2013).

## 1. Introducción

Es importante ajustar las proporciones de la mezcla del co-compostaje de lodos, ya que las características físicas de los lodos generalmente dificultan la correcta difusión y aireación de la pila de compostaje creando micrositios anaerobios, debido a esto se puede limitar el desarrollo de los procesos biológicos de degradación de la materia orgánica que se producen en el interior de la pila, para evitar las consecuencias de una mala aireación es fundamental en la creación de la mezcla emplear las proporciones adecuadas de los materiales y homogenizar correctamente la pila hasta alcanzar las características adecuadas. Morales y col. (2016) empleó proporciones de lodos entre 50 y 58% para un co-compostaje de lodos con sarmientos de vid y restos de plantas de pimientos, y El Fels y col. (2014) realizaron un ensayo de co-compostaje de lodos con biomasa de palmera utilizando una mezcla con 50% de lodo y una segunda mezcla al 33% de lodo respecto al total de la mezcla.

Los lodos procedentes de estaciones depuradoras de aguas urbanas o de aguas agroindustriales una vez compostados tienen un valor añadido y diferentes usos, como demuestra el hecho de que numerosos autores han validado el compost final realizado con este tipo de residuos como fertilizante orgánico rico en nutrientes o como enmienda orgánica de los suelos (Wu y col., 2014). Además, disponen de valor como material adecuado para semilleros como afirman Himanen y Hänninen (2011) en su trabajo, donde constatan que el compost obtenido a partir de lodos agroalimentarios y otros residuos de la industria agroalimentaria son adecuados para su uso en la producción de plántulas.

### 1.3 Manejo de la materia orgánica para mitigación del cambio climático en la agricultura

El fomento del secuestro de C atmosférico como práctica adecuada para la mitigación del Cambio Climático en la actividad agrícola, ganadera, y forestal se centra en el favorecimiento de la actividad agraria como fijadora del CO<sub>2</sub> atmosférico y potencial sumidero Carbono, así como la orientación de las prácticas agrícolas para la restitución, mejora y mantenimiento de niveles crecientes del carbono orgánico del suelo (COS). Esta práctica de aumento del contenido de materia orgánica en el suelo es la práctica con el máximo potencial de mitigación según el Special Report de IPCC (2019) junto al manejo de residuos (figura 1.10).

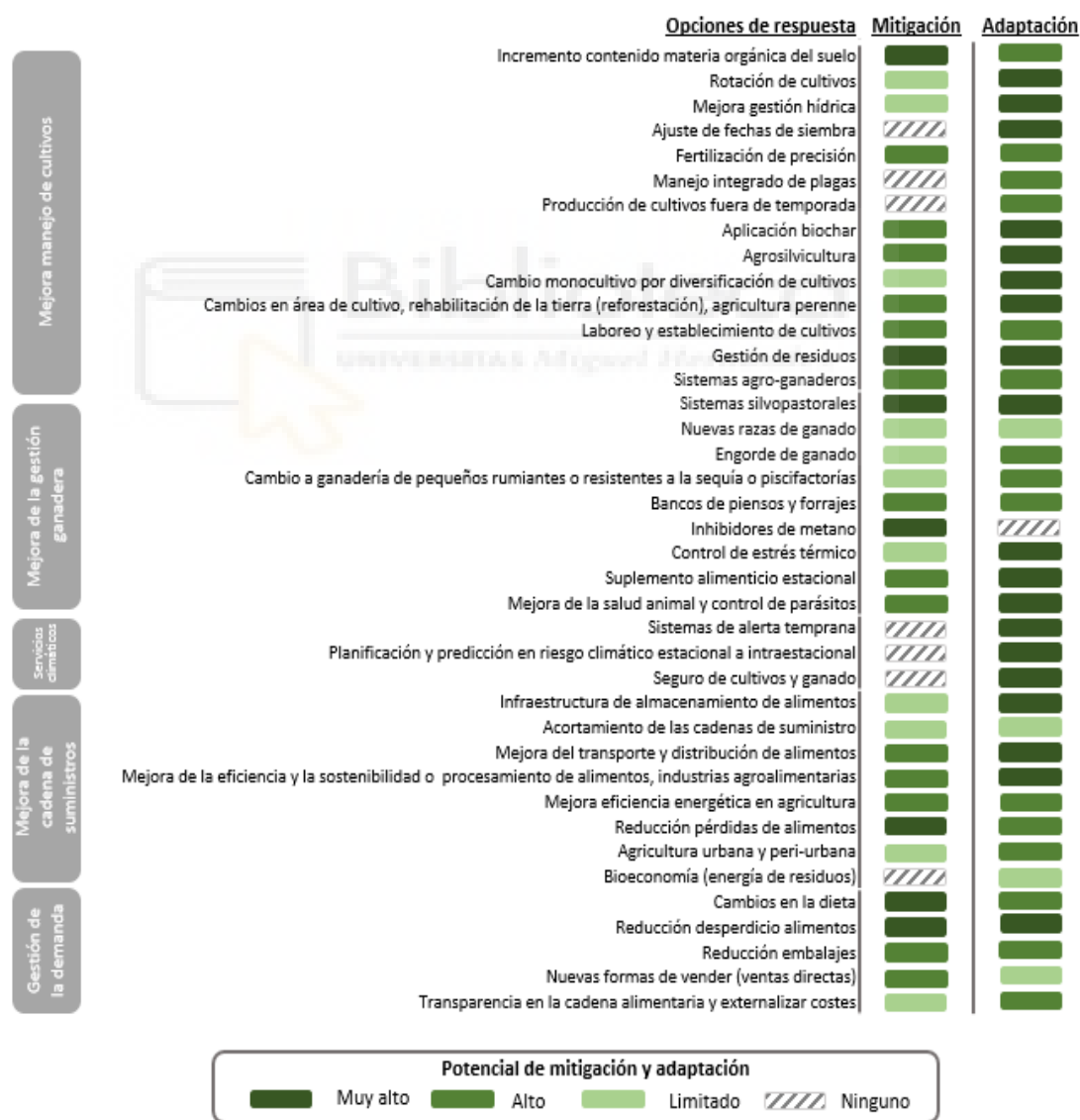


Figura 1.10. Relación de opciones de respuesta al cambio climático y los potenciales de mitigación y adaptación (IPCC, 2019).

## 1. Introducción

La dinámica de la materia orgánica y por tanto del carbono orgánico es compleja e involucra diferentes compartimentos medioambientales, depende de los procesos de descomposición, mineralización y humificación que condicionan la tasa de volatilización del C de retorno a la atmósfera, así como la cantidad de C que permanece en el suelo. Los sistemas productivos terrestres como sumideros de C más eficientes son los forestales (bosques). A nivel agrícola, los sistemas leñosos son los de mayor calidad a la hora de acumular C. El carbono orgánico del suelo (COS) es dos veces mayor que el carbono en la atmósfera y existe un equilibrio dinámico entre suelo y atmósfera. Existen estimaciones que indican que las pérdidas acumuladas de COS desde 1850 (170 años) son unos  $78 \pm 12$  Pg CO<sub>2</sub>, suponiendo el 20% de la emisión asociada a los combustibles fósiles ( $270 \pm 30$  Pg CO<sub>2</sub>).

El ciclo del Carbono está condicionado de forma general por el clima. En este sentido, para el clima mediterráneo y específicamente el semiárido donde se ubica el sureste español los contenidos de COS son usualmente menores que en áreas templadas. Además, la diferencia temporal entre los períodos del año de máxima irradiación y temperatura (verano) y la máxima disponibilidad de agua (invierno) es responsable de que los sistemas mediterráneos dependientes de la lluvia presenten una baja productividad que se traduce en menores contenidos de COS.



### 1.3.1 Secuestro de C en agricultura

El secuestro de carbono se define como el proceso de transformación del carbono atmosférico en carbono orgánico almacenado en el suelo (Life+AgriCarbon, 2009). Comienza con la captura de CO<sub>2</sub> atmosférico por parte de las plantas en la fotosíntesis, proceso que permite a las plantas desarrollar la biomasa que posteriormente se incorporaría en el suelo tras su muerte. Los microorganismos presentes en el suelo comienzan a descomponer el material vegetal para transformarlo en materia orgánica, así se puede considerar que cuanto mayor sean los niveles de carbono orgánico del suelo tanto menor serán los niveles de CO<sub>2</sub> de la atmósfera, dándose entonces en ese escenario un sumidero de carbono. Se estima que la absorción mundial por los sumideros de la agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra es de más de 2 mil millones de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes (FAO, 2014).

Se estima que la cuenca Mediterránea posee una de las áreas de producción agrícola más importantes del mundo, con 21 M ha que engloban desde el sur de Europa hasta el norte de

África. El tipo de agricultura que se desarrolla, el clima y las especiales características de los suelos son algunos de los factores que modulan la dinámica del C en estas regiones. La gestión del stock de carbono (SOC, por sus siglas en inglés) en entornos de agricultura donde se emplean métodos de producción intensiva es ineficiente, y contribuye a aumentar las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera o alterar los suelos y recursos hídricos de los ecosistemas agrícolas. El European Soil Bureau (ESBN) (2016) establece que para gran parte de nuestro territorio los niveles de materia orgánica del suelo (MOS) son inferiores a 1,7% con consecuencias asociadas en la cuenca mediterránea a la pérdida de estructura de los suelos, menor retención de agua y nutrientes, aumento de escorrentías y pérdida de infiltración, pobreza biológica, pérdida de fertilidad e incremento de los riesgos de erosión. Sin embargo, aplicando una serie de prácticas agronómicas enfocadas en la gestión del C, la agricultura puede ser una de las principales herramientas de las que dispone la sociedad para la mitigación del cambio climático a través del secuestro de C, gracias al enorme potencial como sumidero de carbono edáfico de los suelos de la cuenca mediterránea. Según el “Special Report” del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2019), el aumento del contenido de materia orgánica del suelo es considerada la opción de respuesta con el máximo potencial de mitigación, al regenerarse los sumideros de carbono, mejorar la resiliencia de los sistemas de producción de cultivos alimentarios, contribuyendo a su adaptación al cambio climático, y lucha contra la desertificación, ya que mejora la salud del suelo en áreas secas y al uso sostenible de la tierra previniendo su degradación.

Determinadas prácticas de conservación como el no-laboreo, el mulching, el empleo de cobertura vegetal en los suelos, introducción de cultivos de rotación de amplia diversidad y una gestión integrada de los nutrientes son capaces de aumentar el potencial de secuestro de C en los ecosistemas agrícolas (Lal, 2004). Estas prácticas pertenecen a la denominada agricultura de conservación (AC), y están orientadas a la lucha contra la erosión, el mantenimiento de la fertilidad de los suelos, mejora de recursos hídricos y aumento del carbono orgánico del suelo (COS) del suelo sin menoscabar la producción y rentabilidad de las explotaciones. Dependen de factores como la intensidad del manejo en sistemas de secano o irrigado, el grado de laboreo, la enmienda orgánica empleada en el suelo y el tipo de cultivo.

De entre las Prácticas de Manejo Agrícola (PMA) orientadas al secuestro de C, Aguilera y col. (2013a) incluyen el manejo orgánico-ecológico, el uso de enmiendas orgánicas, la aplicación de residuos orgánicos al suelo, los cultivos de cobertura, la aplicación de purines y

## 1. Introducción

residuos líquidos, el no laboreo, la reducción del laboreo y las prácticas de manejo combinadas. A continuación, se detallan las prácticas de manejo agrícola (PMA) que afectan más positivamente al secuestro de C y contribuyen a mejorar el stock de C en el suelo. Estas prácticas se pueden aplicar en sistemas de cultivo mediterráneos a pesar de no estar ampliamente estudiadas en estos escenarios, ya que, de lo contrario, estos sistemas verían comprometida su más inmediata sostenibilidad.

- **Agricultura ecológica:** En general, la adopción de medidas típicamente asociadas a este modelo de cultivo conduce a una reducción en la pérdida de carbono del suelo, y a la reconstitución de la reserva orgánica y biótica del suelo, favoreciendo el secuestro de carbono neto con el tiempo. En el desarrollo de esta práctica se aportan grandes cantidades de materia orgánica a los suelos con la finalidad de integrar un sistema de producción sostenible.
- **Materia orgánica exógena:** La adición de enmiendas orgánicas como el compost a los sistemas de cultivo mejora la estructura del suelo, la fertilidad, así como la riqueza de la biomasa bacteriana de los suelos, proporcionando las condiciones óptimas para el aumento del potencial de secuestro de C del suelo.
- **Cultivos de cobertura o mulch:** Estas prácticas se realizan con cultivos de rotación o con sistemas de cultivos leñosos, en algunos casos el material vegetal producido se incorpora posteriormente al suelo como mulch, con la finalidad de proteger a los suelos desnudos frente a la erosión y altas tasas de oxidación de la materia orgánica residual de los suelos.
- **Reducción o no laboreo:** Se pretende no alterar o alterar mínimamente el suelo de los sistemas agrícolas, para evitar modificar su estructura o exponer los suelos desnudos a una gran destrucción del COS. González-Sánchez y col. (2012) observaron mayores tasas de secuestro de C bajo ningún laboreo (NT) que en suelos manejados con un mínimo de laboreo (RT).
- **Prácticas de manejo combinado:** La combinación de algunas de las prácticas mencionadas anteriormente, como el aporte de enmiendas orgánicas tipo compost, cultivos de cobertura o mulch y la reducción o eliminación del laboreo, mejora los stocks de C de los suelos.

Rodríguez-Martin y col. (2016) indican que la media de COS en la capa superficial en España se sitúa en  $56,57 \text{ Mg C ha}^{-1}$  y el C secuestrado es de  $2,8 \text{ Pg C}$ , poniendo de manifiesto



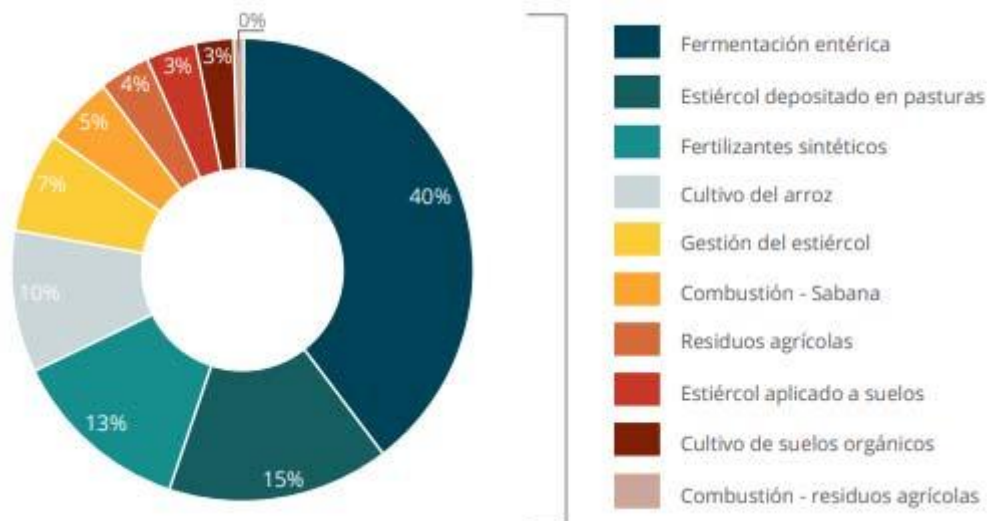
la elevada capacidad potencial de los agrosistemas españoles para almacenar C edáfico. Para lograr un sistema agrícola integrado que estimule el secuestro de carbono y aumente los niveles de COS de los suelos se han de adoptar de forma general algunas de las prácticas empleadas por la AE, ya que los sistemas agrícolas órgano-ecológicos tienden a preservar el C en los suelos (Gattinger y col., 2012), y sosteniendo las mismas tesis, autores como Aguilera y col. (2013a) indican que, la AE es muy superior tanto en cantidad como en velocidad de secuestro de C ( $+0,45 \pm 0,21 \text{ Mg COS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) frente a la agricultura convencional en comparación con los sistemas agrícolas intensivistas, generando de esta forma sistemas ambientalmente y edafológicamente sostenibles.

### 1.3.2 Emisión de GEI en agricultura

La industria hortícola ha logrado incrementar la producción vegetal de los sistemas agrícolas intensivos para satisfacer las amplias demandas mundiales. Sin embargo, no pocos han sido los efectos medioambientales adversos derivados de las prácticas de un sector tan importante para la industria y la economía en las comunidades autónomas del suroeste mediterráneo español. Algunos de los efectos adversos que podemos destacar son la erosión del suelo, la contaminación de acuíferos, la pérdida de recursos hídricos y emisión a la atmósfera de gases de efecto invernadero (GEI) como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$ .

La emisión de gases GEI está considerada como uno de los principales problemas medioambientales del siglo XXI, estos gases procedentes de suelos agrícolas representan el 40% de la emisión total en el sector rural-agrario y el 9,2% de las emisiones totales antropogénicas (FAO, 2014). Reducir las emisiones de gases GEI procedentes de la agricultura es esencial a fin de evitar aumentos en el costo de mitigación en otros sectores y garantizar el cumplimiento del objetivo de limitar el calentamiento global a  $2^\circ \text{ C}$  por encima de los niveles pre-industriales (Wollenberg y col., 2016).

## 1. Introducción



**Figura 1.11.** Emisiones GEI agrícolas por subsector (Tubiello y col., 2014).

Las condiciones del suelo, los diferentes sistemas de irrigación y los eventos de lluvia afectan en gran medida a los procesos microbianos del suelo, que controlan los flujos de C (dióxido de carbono,  $\text{CO}_2$ ; metano,  $\text{CH}_4$ ; carbono orgánico) y N (óxido nitroso,  $\text{N}_2\text{O}$ ; nitrógeno molecular,  $\text{N}_2$ ; nitrato,  $\text{NO}_3^-$ ; amoníaco,  $\text{NH}_3$ ) en el suelo (Sanz-Cobeña y col., 2017). Sin embargo, es destacable como a nivel científico se conocen en mayor grado de detalle los procesos responsables de las emisiones de gases GEI ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CH}_4$ ) en regiones de climas templados que en climas mediterráneos. Se aprecia en la literatura cómo las características edafo-climáticas concretas de cada agro-ecosistema son las que determinan los procesos por los cuales se originan las emisiones de gases GEI.

Como estrategias de gestión para modificar la dinámica de emisión de gases y mitigar las emisiones de gases GEI en escenarios agrícolas existen numerosas prácticas agronómicas que se pueden llevar a cabo, como observó Guardia y col. (2016) en un estudio de campo con un cultivo de maíz en regadío, el cual mediante fertilizantes orgánicos y sin pérdidas en la producción demostró ser una alternativa sólida para la reducción de gases GEI. Del mismo modo, otras prácticas como la optimización de los sistemas de irrigación hacia un sistema de goteo por su efecto “dry and wet” (Sánchez-Martín y col., 2010), la disminución del laboreo (Lampurlanés y col., 2016), sustitución de fertilizantes sintéticos por orgánicos (Aguilera y col., 2013a), la fertilización con inhibidores de la nitrificación y la ureasa (Ábalos y col., 2012) desarrollados en base a las necesidades nutricionales de los cultivos se traducen en menores emisiones de gases y un mayor potencial de mitigación del impacto ambiental que ejerce la agricultura sobre el cambio climático.

Existen términos que cuantifican la incidencia que tienen las prácticas efectuadas en los escenarios agrícolas como la maquinaria empleada o la fertilización sobre las emisiones directas e indirectas que se producen a la atmósfera, son el poder de calentamiento global (GWP, por sus siglas en inglés), el factor de emisión (EF) del elemento en cuestión y el rendimiento a escala del factor de emisión (Yield-scaled EF). El GWP engloba todas las emisiones de los tres gases GEI equivalentes en CO<sub>2</sub> derivadas de las operaciones agrícolas realizadas, contando las emisiones antropogénicas, así como el secuestro de C efectuado en los cultivos, dentro de la perspectiva del ciclo de vida integrado (LCA, life cycle assesment por sus siglas en inglés). El EF nos proporciona una herramienta de gran utilidad para escalar las emisiones de una determinada área, o cultivo en este caso. Está determinada por la tasa de fertilización y las emisiones de gases directas e indirectas. El Yield-scaled N<sub>2</sub>O es otro parámetro que aporta información para comprender la relación establecida entre la fertilización empleada, los flujos de emisión de gases GEI y el rendimiento de los cultivos. Los sistemas integrales de cuantificación de gases GEI y gestión del medio ambiente como el ciclo de vida integrado (LCA, life cycle assesment por sus siglas ingles), como los empleados por el IPCC o las administraciones, son los grandes beneficiados de la información que aportan estas herramientas.

## CO<sub>2</sub>

El dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) es el gas que representa las mayores concentraciones globales emitidas de los gases GEI (81% en España), ya que la mayor parte del volumen de emisión es mayoritariamente antropogénico. En los escenarios agrícolas las emisiones de CO<sub>2</sub> se producen de diferentes formas:

### **De forma directa:**

- Gestión y aplicación de estiércol en suelos agrícolas: Se producen emisiones tras su aplicación superficial o en el suelo debido a la descomposición y mineralización de la materia orgánica en condiciones aerobias.
- Laboreo: Estimula la descomposición y mineralización de la materia orgánica en condiciones aerobias. Rompe la estructura de los agregados del suelo, liberando y emitiendo el CO<sub>2</sub> contenido en los micrositios del suelo.
- Combustión de restos agrícolas.
- Consumo de combustibles fósiles de la maquinaria de trabajo.

## 1. Introducción

### De forma indirecta:

- Fabricación de fertilizantes.
- Transportes derivados.
- Cambio en los usos del suelo: Es la principal causa de la destrucción de los sumideros de C.

En los sistemas de cultivo herbáceos de las áreas mediterráneas, según un trabajo de Aguilera y col. (2015) las principales fuentes de emisión de GEI fueron las emisiones de la maquinaria agrícola empleada debido a las bajas emisiones directas de GEI en estos sistemas. Sin embargo, los escenarios agronómicos que a su vez son fuentes de emisión de CO<sub>2</sub>, también representan un importante papel mitigador de las emisiones como sumideros de C. Anualmente se producen intercambios de importantes volúmenes de CO<sub>2</sub>; 511,47 MT CO<sub>2</sub>-eq emitidos en España frente a 25,1 MT CO<sub>2</sub>-eq absorciones netas en los sumideros españoles (MAPAMA, 2015); si bien es cierto que en las regiones hortícolas europeas y especialmente en la cuenca mediterránea el balance neto en el intercambio gaseoso sigue siendo negativo.

### N<sub>2</sub>O

El óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) es el gas que posee el mayor potencial de calentamiento global PCG (265 CO<sub>2</sub>-eq 100 años, IPCC 2019) de los denominados gases de síntesis natural. Las políticas de mitigación de las emisiones GEI directas se centran en el N<sub>2</sub>O por dos motivos, su potencial de calentamiento global y su papel fundamental en el agotamiento de la capa de ozono estratosférico (Ravishankara y col., 2009). Las complejas dinámicas de N que ocurren en el suelo, hacen que la producción global de NO en suelos esté estimada en 8,9 Tg N a<sup>1</sup> (Medinets y col., 2015), siendo los suelos agrícolas en buena proporción responsables de las emisiones contaminantes de N<sub>2</sub>O. En España, según datos del MAPAMA del año 2015, las emisiones de óxido nitroso en el sector agrario, medidas en CO<sub>2</sub>-eq, datan de 12.098,4 kTn y representan el 33,6% del total emitido por el sector, siendo las actividades más destacadas: los suelos agrícolas (85,2% del total del N<sub>2</sub>O) y la gestión de estiércoles (14,7%)

Las emisiones de N<sub>2</sub>O producidas en los suelos agrícolas son esencialmente de origen biogénico y resultan básicamente de los procesos de nitrificación y desnitrificación que tienen lugar en dichos suelos (Sánchez-Martín, 2010). El proceso de nitrificación se produce por la oxidación aerobia del ión amonio NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a ión nitrato NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por parte de la microbiota del

suelo, y el proceso de desnitrificación se realiza de forma opuesta por parte de los microorganismos, con una reducción en condiciones anaerobias del ion nitrato  $\text{NO}_3^-$  a nitrógeno molecular  $\text{N}_2$ , es en estos dos procesos y como subproducto intermedio de estas reacciones donde se genera el gas  $\text{N}_2\text{O}$ , siendo éste último el proceso que conduce a las más altas emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  (Williams y col., 1992). La dinámica de estos procesos está influenciada por la humedad del suelo y el espacio poroso de agua (WFPS por sus siglas en inglés), de modo que la nitrificación se ve favorecida con un WFPS menor <60%, aumentando con ello las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ , y en particular de las emisiones de NO (Skiba y col., 1997) producidas como subproducto intermediario de la nitrificación.

El factor de emisión (EF) de  $\text{N}_2\text{O}$  representa el porcentaje de N que es transformado como  $\text{N}_2\text{O}$  y emitido directamente a la atmósfera respecto a la cantidad de N aportado en el uso de fertilizantes sintéticos, estiércoles animales, cultivo de variedades fijadoras de N, incorporación de residuos de cosechas al suelo y mineralización del nitrógeno en los suelos agrícolas mediterráneos, el cual varía en función del tipo de riego y la dosis fertilizante. Según el IPCC (2006), el EF general para los agroecosistemas es de 1%. Sin embargo, numerosos estudios desarrollados en agroecosistemas mediterráneos estiman un EF menor, como por ejemplo Cayuela y col. (2017) en un meta-análisis de estudios de campo en regiones mediterráneas. En este trabajo estimaron el EF medio para cultivos mediterráneos de secano en 0,27% y de entre de los cultivos de regadío el riego por goteo es un 44% más bajo que el riego por aspersión, por lo que el régimen hídrico se presenta como uno de los factores más importantes que determina el  $\text{N}_2\text{O}$  EF en el suelo.

Las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  derivadas del uso de nitrógeno antropogénico en la agricultura se producen de dos formas; i) por vía directa de los suelos a los que se aporta el N fertilizante y procedente de estiércol animal no sometido a ningún tipo de tratamiento; ii) por vía indirecta mediante la volatilización del  $\text{NH}_3$  y  $\text{NO}_x$  y posterior deposición, y mediante lixiviación y escorrentía (IPCC, 2006). Algunas de las emisiones de óxido nitroso producidas en los suelos agrícolas son debidas a las siguientes acciones:

- Incorporación de fertilizantes químico-sintéticos nitrogenados.
- Incorporación de fertilizantes orgánicos no tratados procedentes de los estiércoles de animales.
- Fijación de nitrógeno por ciertas especies de plantas.
- Incorporación de residuos vegetales al suelo.
- Incorporación de enmiendas orgánicas de origen ganadero o agroindustrial.

## 1. Introducción

- Incorporación de enmiendas orgánicas procedentes de lodos de depuradora y compost al suelo.

### CH<sub>4</sub>

El metano es el principal gas hidrocarburo presente en la atmósfera con un potencial de calentamiento atmosférico 25 veces superior al CO<sub>2</sub> (IPCC 2019). A pesar de que el sector agrario es uno de los grandes responsables de las emisiones de CH<sub>4</sub> (Figura 1.11) con una producción estimada según el MAPAMA (2015) de 23.368 Kt eq de CO<sub>2</sub> anuales, no es el gas que más influye sobre el calentamiento global (20%), ya que su concentración respecto al CO<sub>2</sub> es mucho menor.

Sin embargo, las emisiones de este gas están fuera de control y siguen una tendencia al alza siendo gran parte de las mismas procedentes de fuentes antropogénicas (60%), la concentración de CH<sub>4</sub> en la atmósfera ya es 2,5 veces mayor (1834 ppb en 2015, Dlugokencky y col., 2011) que en la era preindustrial.

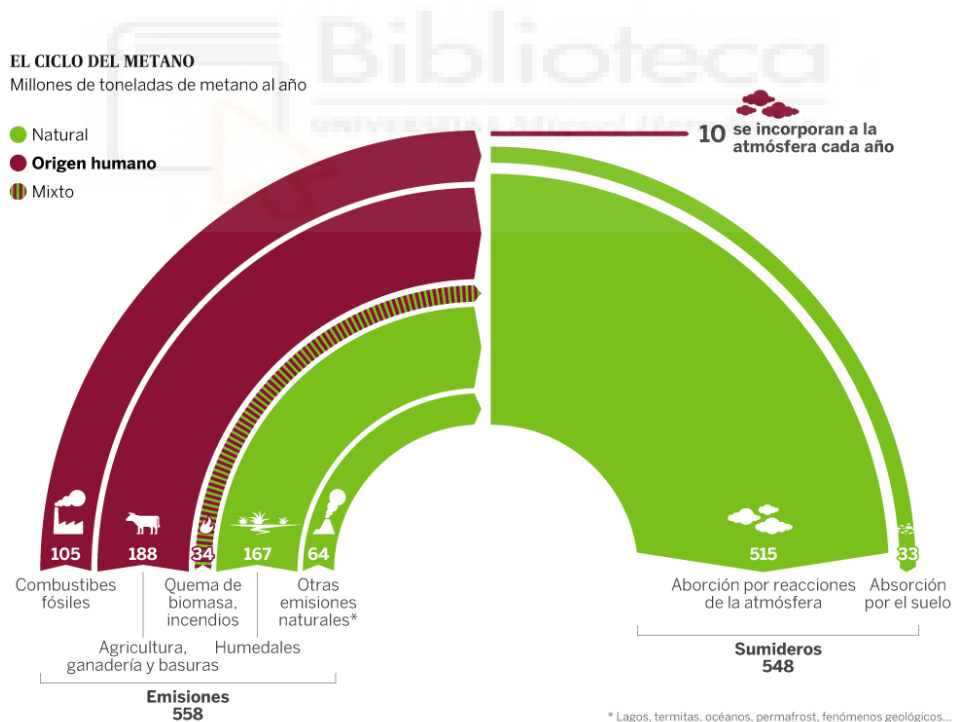
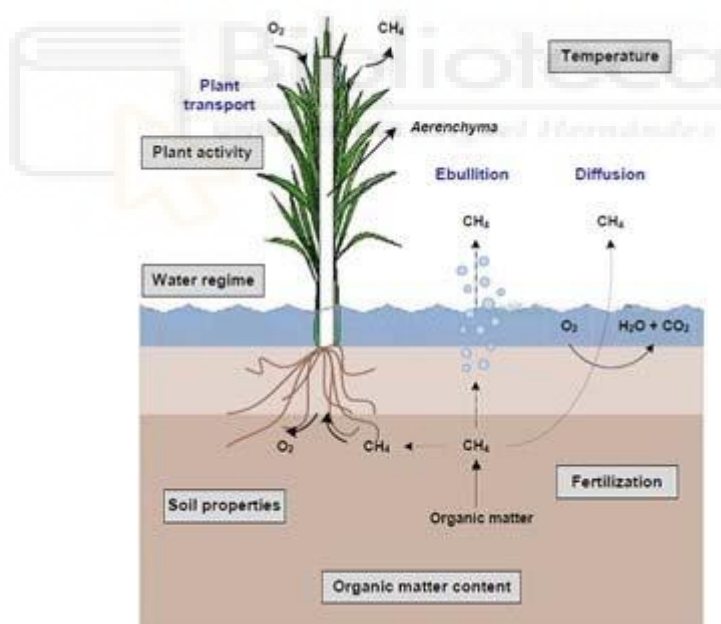


Figura 1.11. Fuente: Global Carbon Project.

Este gas tiene dos comportamientos opuestos en los escenarios agronómicos, por una parte, se produce mediante un proceso llamado metanogénesis, debido a la descomposición

microbiana de compuestos orgánicos degradables, tales como lípidos, carbohidratos, ácidos orgánicos y proteínas presentes en residuos orgánicos (Husted, 1994; Khan y col., 1997). Las principales fuentes de emisión del metano son la fermentación entérica procedente de la alimentación de la ganadería, estiércol depositado en escenarios agronómicos y los suelos agrícolas inundados, a este respecto, en el área mediterránea estima Tate (2015) que las emisiones de  $\text{CH}_4$  se encuentran principalmente concentradas en los arrozales (6% del total de  $\text{CH}_4$ ) debido a la inundación a la que es sometido el suelo durante el cultivo, creando micrositios anaeróbicos estrictos que favorecen la creación de metano (Figura 1.12).

Por otra parte, en los suelos agrícolas de carácter aeróbico se da otro proceso llamado metanotrofia, en el cual se genera en el suelo un sumidero de metano “Sink Effect”, que destruye el metano mediante la oxidación del mismo por parte de los microorganismos edáficos. En sistemas mediterráneos no inundados, se ha encontrado que el efecto de la tasa de aplicación de fertilizantes en la absorción de  $\text{CH}_4$  del suelo es positivo (Meijide y col., 2016), negativo (Guardia y col., 2016) o neutral (Plaza-Bonilla y col., 2014).



**Figura. 1.12.** Factores que influyen en las emisiones de metano en campos de arroz (Sanchis y col., 2012).

Por ello, cobra especial importancia efectuar una estrategia integral de mitigación del  $\text{CH}_4$  en los agroecosistemas, que contengan acciones que disminuyan los escenarios favorables para los procesos de metanogénesis consiguiendo mitigar las emisiones directas de  $\text{CH}_4$ , junto a un manejo adecuado de la fertilización (N interviene en procesos oxidativos del  $\text{CH}_4$ )

## 1. Introducción

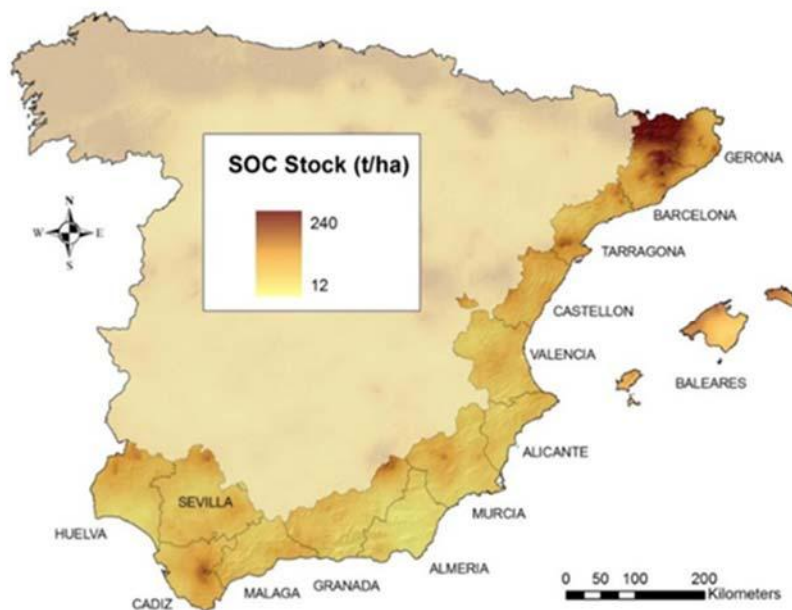
que promueva la oxidación de CH<sub>4</sub>. De esta forma, Sánchez-Martín y col. (2010) informaron de efectos variables, dependiendo del empleo de fertilizantes orgánicos o sintéticos en la capacidad sumidero de CH<sub>4</sub>. La menor absorción de CH<sub>4</sub> después de la aplicación de enmiendas de alto contenido de C se ha relacionado con cambios en la porosidad del suelo y la mejora de las tasas de respiración del suelo, promoviendo micrositios anaeróbicos y, en consecuencia, reduciendo la metanotrofia (Le Mer y Roger, 2001).

### 1.3.3. Uso de materia orgánica exógena como estrategia de mitigación

El déficit de materia orgánica que presentan los suelos de los agro-ecosistemas mediterráneos (Figura 1.13) constituye un hándicap para combatir los retos a los que se enfrenta el medio ambiente en la cuenca mediterránea, como la pérdida de suelo por erosión, la desertificación (Gao y Giorgi, 2008), la pérdida de los recursos hídricos (Gibelin y Déqueé, 2003) o la mitigación del cambio climático. En comparación con las áreas templadas, el contenido del COS de las áreas de clima mediterráneo debido a las condiciones edafoclimáticas, no supera el 2%, existiendo una elevada correlación entre degradación del suelo y descenso del contenido de MOS.

Estos son algunos de los motivos por los que el aumento del contenido de materia orgánica en los suelos podría constituir importantes mejoras en estos escenarios, con una estimación según Smith y col. (2008) de que el 89% de los gases de efecto invernadero emitidos por la agricultura dependen del secuestro de C. En unas condiciones edafoclimáticas en el área mediterránea cada día más extremas debido al cambio climático, (Trnka y col., 2010), el contenido de C orgánico de los suelos es fundamental para la mejora de la productividad y el mantenimiento de las condiciones físico-químicas de los suelos a medio y largo plazo.





**Figura 1.13.** Mapa del stock de carbono orgánico del suelo en la cuenca mediterránea (Extraído de Pardo y col., 2017 y Rodríguez-Martín y col., 2016).

La adición a los suelos agrícolas de materia orgánica exógena debe acompañarse de Prácticas de Manejo Adecuadas (PMA) que minimicen las pérdidas por oxidación de las mismas, alcanzando un equilibrio positivo entre inputs y outputs que garanticen la sostenibilidad del suelo y su papel mitigador del cambio climático. Lal (2004) estimó un secuestro potencial de C para suelos agrícolas de cultivo mediante la adopción de PMA en el rango de 0,4 a 0,8 Pg C año<sup>-1</sup>. En términos de balance de COS, las PMA reducen la oxidación de COS y aumentan los insumos de C orgánico (Six y col., 2004). El aumento en la entrada de C orgánico mediante enmiendas orgánicas combinadas con PMA contribuyó a alcanzar los mejores ratios de secuestro de C en el suelo según pudo constatar Tuomisto y col. (2012).

La aplicación de materia orgánica estabilizada como la aportada por el compost constituye una forma de cerrar el ciclo de materia orgánica y determinados nutrientes mediante su reciclaje, que a su vez disminuye el uso de fertilizantes sintéticos y todos los gases GEI derivados de su proceso de producción y posterior empleo agrícola. El empleo de fertilizantes orgánicos frente a fertilizantes sintéticos en condiciones Mediterráneas generó menores emisiones directas de N<sub>2</sub>O en el suelo según demostró Aguilera y col. (2013a) en un estudio. Además, gracias a estas enmiendas parte del CO<sub>2</sub> atmosférico captado es incorporado al suelo y transformado su contenido en materia orgánica gracias a la actividad de los microorganismos, dando origen al proceso explicado en el apartado 1.3.1, "Sumidero

## 1. Introducción

de Carbono". Este sumidero puede permanecer durante un largo tiempo inalterado o incrementarse con estas prácticas, en cuyo caso se reducen los niveles de CO<sub>2</sub> en la atmósfera y se produce una mitigación del cambio climático.

Una de las PMA que mayor potencial de mitigación posee es la sustitución de la eliminación de biomasa mediante la quema de rastrojo o restos vegetales de poda que se realiza frecuentemente en el campo por otra forma de gestión de esta biomasa como su incorporación al suelo en fresco o de forma ya tratada, ya que esta práctica tan habitual que realizan los agricultores tiene un gran impacto sobre la atmósfera debido a que produce el 40% del dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), 32% del monóxido de carbono (CO), 20% de las partículas de materia suspendidas (PM) y 50% de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) emitidos al ambiente a escala mundial (Kambis y Levine, 1996), también se emiten durante la combustión CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub> y NH<sub>3</sub>. La quema de biomasa proveniente de prácticas agrícolas es considerada una fuente importante de dioxinas. Los factores que influyen en la emisión de dioxinas son las condiciones de la combustión, el contenido de cloro y la presencia de plaguicidas adsorbidos a la superficie de hojas y tallos en los residuos agrícolas (CCA, 2014).

Una de las consecuencias de la no aplicación al suelo de toda esta ingente cantidad de biomasa que es quemada, se manifiesta con el hecho de que los suelos mediterráneos se encuentran aún muy lejos de su máximo potencial de almacenamiento de carbono (West y Six, 2007). La aplicación al suelo de estos residuos es fundamental para cerrar determinados ciclos de nutrientes, así como mejorar el stock de C orgánico del suelo. De lograr recomponer los óptimos niveles de C de los suelos, aumentaría la sostenibilidad de los agroecosistemas, mejoraría notablemente su calidad, aumentaría su protección frente a la erosión, disminuirían el uso de fertilizantes sintéticos y por tanto todas las taras medioambientales derivadas de la producción de este tipo de fertilizantes.

La aplicación de materia orgánica exógena (MOE) puede mejorar la capacidad de recuperación de los suelos contra los procesos de degradación. Sin embargo, las mejoras a largo plazo solo se pueden lograr si los suelos se manejan de acuerdo con el principio de precaución para mantener las funciones del suelo de manera sostenible. La materia orgánica exógena solo debe aplicarse si no hay impactos perjudiciales en el suelo. Además, cuando se agregan al suelo materiales orgánicos se produce principalmente un aumento en la reserva de SOC a 0,3 m de profundidad. La eficiencia del secuestro de C está regulada por el clima, la cantidad y calidad de los materiales orgánicos agregados, la C orgánica del suelo y las propiedades del suelo inherentes (Freibauer y col., 2004). Este escenario además supone una

entrada real de nutrientes tanto primarios NPK como secundarios y micronutrientes cuya disponibilidad será más o menos diferida en el tiempo pero que se encuentra incorporada al suelo.

Existen diferentes tipos de materia orgánica que se pueden incorporar al suelo agrícola como aportación exógena. Principalmente son 5 tipos; compost de origen animal o vegetal, estiércol, material vegetal fresco, lodos de depuración y subproductos de industrias agroalimentarias. Las características físico-químicas de estos materiales condicionan su comportamiento en el suelo y su poder mitigador del cambio climático. La aplicación de estas enmiendas orgánicas está regulada por la siguiente legislación vigente; *Ley 22/2011, de 28 de Julio, de residuos y suelos contaminados* en la que se define y clasifica el compost como una enmienda orgánica obtenida a partir del tratamiento biológico aerobio y termófilo de biorresiduos y su valorización como R10 “Tratamiento de los suelos que produzca un beneficio a la agricultura o una mejora ecológica de los mismos”; *Real Decreto 506/2013 y sus posteriores modificaciones* sobre productos fertilizantes donde las enmiendas orgánicas se clasifican en el grupo 6 (con un total de 9), y donde se especifican cuestiones como la forma de obtención, componentes esenciales o contenidos mínimos-máximos entre otros; *Orden AAA/1072/2013 sobre la utilización de lodos de depuración en el sector agrario*, en la que se establece toda la información que deben proporcionar los gestores que apliquen en los suelos lodos de depuración tratados; y por último, en el apartado “6. Residuos domésticos y comerciales. Estrategia de reducción de vertido de residuos biodegradables” del *Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos PEMAR 2016-2022*, en el que resalta el papel del compost y digeridos como parte de una serie de medidas propuestas de reutilización y reciclado para reestablecer el contenido de materia orgánica en los suelos agrícolas y mejora de su fertilidad, con especial relevancia para España donde más del 50% de los suelos agrícolas tiene un contenido de C muy bajo.

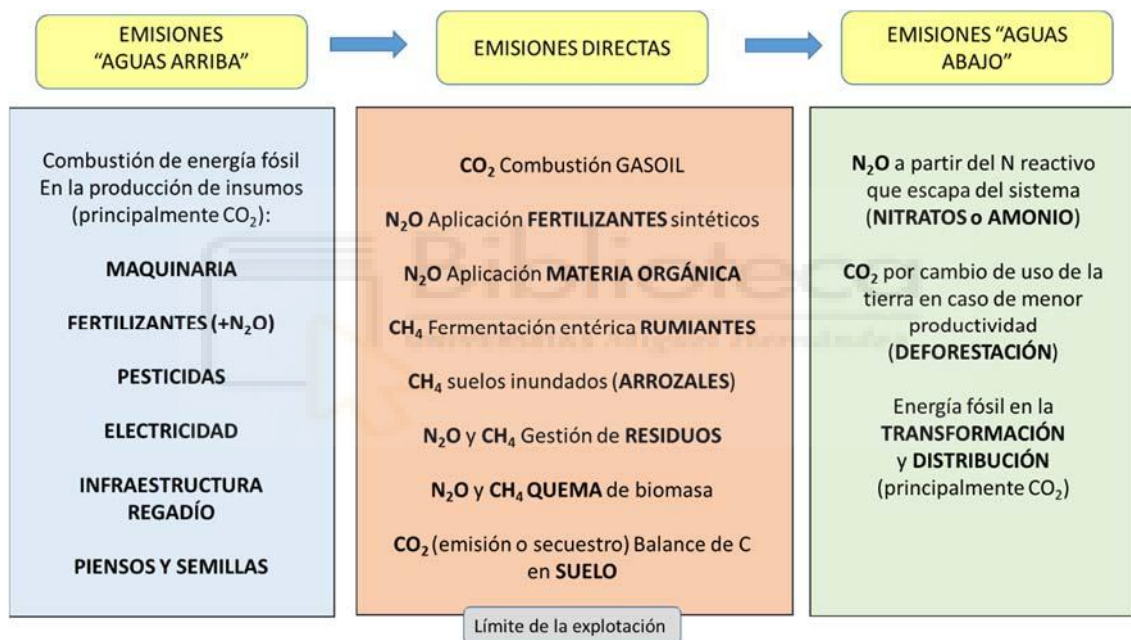
#### 1.3.4 Fertilización y emisiones GEI asociadas

La agricultura es responsable de manera directa e indirecta de un gran volumen de emisiones de gases GEI, aproximadamente más del 10% (FAO, 2014). El sector agrícola registró un crecimiento constante del 1% anual en el periodo comprendido entre los años 2.000 y 2.010 (Tubiello y col., 2015) de las emisiones de gases GEI, se estima (FAO, 2014) que

## 1. Introducción

los suelos agrícolas mundiales emiten 2 M de Gg de CO<sub>2</sub>-eq y concretamente 15.000 Gg de CO<sub>2</sub>-eq, de las cuales el 40% de las emisiones totales corresponden a las emisiones GEI del sector rural-agrario.

En el conjunto del volumen de emisiones producidas por la agricultura, una parte notable de las emisiones viene producido de forma directa por los fertilizantes sintéticos (15% según Tubiello y col., 2013) empleados en los escenarios agrícolas intensivos (especialmente en forma de N<sub>2</sub>O emitido por los suelos), también se producen emisiones GEI por otras vías derivadas de la agricultura (Figura 1.14), de forma indirecta “Upstream” o “Aguas arriba”, las emisiones generadas en la producción de los insumos y “Downstream” o “directas” las emisiones de N<sub>2</sub>O procedentes de los compuestos nitrogenados que escapan de la explotación.



**Figura 1.14.** Emisiones GEI dentro y fuera de las explotaciones agrícolas (Adaptado de Aguilera, 2016).

El N<sub>2</sub>O es el gas emitido predominante en los sistemas agrícolas, Robertson y col. (2000) observaron en un trabajo en el medio Oeste estadounidense cómo el óxido nitroso constituía el principal gas emitido en tres de los cuatro sistemas de cultivo estudiados, en la misma línea que las investigaciones llevadas a cabo en Alemania por Flessa y col (2002), en las que estimaron que el N<sub>2</sub>O representaba el 60% del potencial de calentamiento global de los sistemas de cultivo mixto (orgánico y convencional). El tipo de fertilización llevada a cabo determina e influencia la variabilidad de las fuentes de emisión de N<sub>2</sub>O (Gagnon y col., 2011),

así como la composición de los fertilizantes nitrogenados, los aditivos empleados e inhibidores de la nitrificación y la ureasa que también determinan el comportamiento de las emisiones en los escenarios agrícolas. Las diferencias entre las emisiones de  $N_2O$  de la fertilización nitrogenada depende de las condiciones específicas del suelo y del clima.

Relacionado la fertilización, la humedad expresada como *Water Filled Pore Space* (WFPS) y el tipo de riego aplicado a los cultivos también determina y condiciona las emisiones gaseosas a la atmósfera, ya que los sistemas irrigados reciben constantes volúmenes de agua e inputs externos de N, creando las edáficamente las condiciones idóneas para la producción y emisión de  $N_2O$ . Los sistemas de irrigación por goteo tienen un factor de emisión (EF) mucho menor (0,18%) que los cultivos por aspersión con un EF del 1% (Cayuela y col., 2017). Ocurre por dos motivos, en primer lugar, esto es así debido a que las emisiones de óxido nítrico generalmente responden de manera no lineal a la cantidad de N aplicado sino de forma exponencial. Por lo tanto, el  $N_2O$  EF sería más bajo a bajas tasas de N y más alto a altas tasas de aplicación (Gerber y col., 2016). En segundo lugar, Las menores cantidades de agua aplicadas en riego por goteo generan áreas “secas” y “húmedas” en el suelo, disminuyendo la humedad general del suelo y favoreciendo la nitrificación sobre la desnitrificación y minimizando las pérdidas de N en forma de emisiones de  $N_2O$ .

Uno de los principales hándicaps de la asociación entre la fertilización y las emisiones de gases GEI es la sobre-fertilización, práctica habitual y desconocida en la mayor parte de las explotaciones agrícolas intensivistas. El potencial de mitigación de  $N_2O$  estimado, a través de la fertilización ajustada (dosis y tiempo) en los agroecosistemas mediterráneos, varía entre 30 y 50% en comparación con una práctica no ajustada (Sanz-Cobeña y col., 2017), a partir del ajuste de las tasas de N aplicadas en función del tipo de cultivo y sus necesidades, conociendo la disponibilidad de N en el suelo y calculando el momento preciso de aplicación del fertilizante.

Los inhibidores de nitrificación (NI) se han mostrado como una opción eficaz para mitigar las emisiones de  $N_2O$ , estos son ampliamente utilizados en el sector agronómico y según autores como Meijide y col. (2010), tanto en suelos mediterráneos de secano como irrigados han mostrado su eficacia en lo que a mitigación se refiere. Están compuestos de DCD (Dicyandiamide) o DMPP (Dimetilpirazofosfato) que actúan desactivando la enzima responsable del comienzo de la nitrificación, la oxidación del Amonio ( $NH_4^+$ ) a Dióxido de Nitrógeno ( $N_2O$ ), este bloqueo reduce la nitrificación y por tanto la emisión de  $N_2O$  entre un 30 y un 50% (Huérfano y col., 2015). El comportamiento de los NI de los fertilizantes varía

## 1. Introducción

según características físico-químicas del suelo como el pH (mejor comportamiento en suelos ácidos), C orgánico (eficiencia en suelos mediterráneos pobres) y la textura (suelos de textura media y buen drenaje contrarrestan las pérdidas asociadas a enmiendas con altos contenidos en C org). Sin embargo, el principal problema derivado del uso de este tipo de fertilización se encuentra en los costes, en ocasiones no se encuentra la productividad obtenida justificada con la inversión realizada el agricultor, a pesar de que gracias al uso de estos inhibidores se puede simplificar y flexibilizar la fertilización o reducir el número de aplicaciones (Linzmeier y col., 2001).

Otro inhibidor comúnmente empleado, es el que contienen los fertilizantes con Urea (incluidos los orgánicos) para reducir las pérdidas por volatilización de  $\text{NH}_3$  y actúa sobre la enzima urea hidrolasa. El inhibidor de la ureasa (UI) mayoritariamente empleado es N-(n-butyl) thiophosphorictriamide (NBPT). Algunos estudios han evaluado la efectividad del NI NBPT para disminuir las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  en sistemas de cultivo mediterráneos, mostrando un alto potencial de mitigación en cultivo de maíz irrigado con condiciones que favorecen la nitrificación (55%; Sanz-Cobena y col., 2012), y en un cultivo de cebada en secano (86%; Ábalos y col., 2012).

La fertirrigación o combinación de riego y fertilización nitrogenada (mayoritariamente) es un tipo de fertilización avanzada que disponen las explotaciones agrícolas más desarrolladas. A pesar del coste técnico y económico de implantación de esta tecnología se han estudiado y descrito muchas ventajas ambientales gracias al control total sobre la dosis de fertilizante y periodos de aplicación que permiten adaptar la aplicación a las necesidades nutricionales del cultivo, resultando mayor eficiencia de uso del nitrógeno (NUE) y menor EF. Por tanto, según algunos estudios con esta práctica se pueden reducir las emisiones directas de  $\text{N}_2\text{O}$  entre un 30 y un 50% comparadas con los métodos de fertilización tradicional debido al efecto sobre las tasas de nitrificación (Kennedy y col., 2013; Vallejo y col., 2014). Además, esta práctica permite aumentar la productividad y la calidad de las cosechas, a la par que permite la mitigación de emisiones GEI indirectas derivadas del ahorro de inputs como agua y fertilizantes (Ayars y col., 2015), o del ahorro del consumo de combustibles fósiles en la explotación para la aplicación tradicional de fertilizantes.

En muchas explotaciones se opta por la sustitución de la fertilización mineral nitrogenada por fertilización orgánica (compost, estiércol, abono verde etc.). El principal beneficiado de este cambio es el empobrecido suelo agrícola, ya que este tipo de aportes no sólo provee a los cultivos de nutrientes esenciales para su desarrollo, sino que aportan grandes cantidades

de materia orgánica y sus numerosos beneficios ambientales (en apartados anteriores ya mencionados) ya que al disponer de menores concentraciones nutricionales se deben aportar mayores volúmenes por hectárea para alcanzar las dosis recomendadas. Una de las características de los fertilizantes orgánicos es que el N mineral que contiene, así como el resto de los nutrientes se liberan de forma lenta en el tiempo, de forma que cubren las necesidades nutricionales de los cultivos durante mayores periodos de tiempo, minimizando la necesidad de utilizar fertilizantes sintéticos.

La mitigación de las emisiones GEI depende en gran medida del fertilizante utilizado para sustituir los fertilizantes convencionales. De hecho, Webb y col. (2014) contrastaron la reducción de gases GEI como el  $N_2O$  con la incorporación de estiércoles y a escala piloto, Aguilera y col. (2013a) observaron disminuciones de las emisiones de  $N_2O$  en un 23% tras utilizar estiércol sólido en agroecosistemas mediterráneos, además de mejorar el potencial de secuestro de C del suelo a largo plazo (Ding y col., 2012). Tales afirmaciones sobre la sustitución del tipo de fertilización suponen la confirmación de esta estrategia de mitigación. Sin embargo, no todos los estudios con fertilizantes orgánicos reportan los mismos resultados, como es el caso del empleo de lodos como fertilizantes orgánicos líquidos. Varias razones son las que generan esta disparidad en la emisión de gases GEI, la similar naturaleza del N disponible en forma de  $NH_4^+$  del fertilizante orgánico respecto a los fertilizantes sintéticos (Meijide y col., 2009) y su forma de aplicación. En este caso, las condiciones del suelo parecen ser el factor clave que afecta el patrón directo e indirecto de emisión de  $N_2O$  después de la inyección de lodos (VanderZaag y col., 2011). Se ha demostrado que la adición de C fácilmente mineralizable a partir de lodos es el principal impulsor para aumentar las emisiones de  $N_2O$  por los desnitrificadores (Webb y col., 2010) ya que este carbono aporta combustible a la microbiota encargada de estos procesos bióticos.

El uso de subproductos compostados del sistema de producción hortícola mediterráneo como fertilizantes puede llevar a un rendimiento sostenible de todo el sistema productivo en términos de emisiones GEI, y rendimiento de los cultivos, ya el reemplazo de fertilizantes nitrogenados de matriz sintética permite reducir los costos ambientales asociados a la fijación industrial de N y respectivo reciclado. Sin embargo, es difícil evaluar el potencial de mitigación GEI para la enmienda orgánica como sustituto del fertilizante de N a largo plazo debido a que sólo el 25% del N adicionado al suelo se libera en el primer año después de su aplicación (Pettygrove and Heinrich, 2009).

## 1. Introducción

Como se describió en apartados anteriores, las emisiones GEI dependen en gran medida de las propiedades del suelo, las condiciones climáticas, la calidad bioquímica (relación C/N) del compost y de la velocidad a la que se aplica la enmienda en proporción a las necesidades del cultivo (Thrangarajan y col., 2013), al hilo de esto, De Rosa y col. (2016), afirman que la cantidad absoluta de C suministrada por la enmienda orgánica no impulsa las emisiones como se creía anteriormente, sino que viene determinada por su calidad/estabilidad vinculada a la proporción del conjunto de N disponible. En general, se observan altas emisiones de N<sub>2</sub>O cuando se aplica una enmienda orgánica con una baja relación C/N (Dalal y col., 2010), pero sobre todo cuando las tasas de aplicación dan como resultado niveles de N inorgánico en el suelo que exceden la demanda nutricional de N en los cultivos (VanderZaag y col., 2011). A este respecto, De Rosa y col. (2016), pudieron constatar en una rotación anual de cultivos de hortalizas, que, evitar el exceso de nutrientes teniendo en cuenta el N disponible para la planta suministrado a partir de enmiendas orgánicas compostadas no aumentó las emisiones de N<sub>2</sub>O.

Actualmente no existe consenso acerca de si la aplicación a la tierra de enmienda orgánica aumenta o reduce las emisiones GEI en el suelo (Graham y col., 2017). Estudios como el de Hayakawa y col. (2009) reportaron aumentos de entre 2 y 7 veces las emisiones de N<sub>2</sub>O tras la aplicación de una enmienda orgánica sobre un Andisol, mientras que sobre un Vertisol se observaron disminuciones de las emisiones de N<sub>2</sub>O tras aplicar enmienda orgánica compostada (De Rosa y col., 2016). Cabe destacar la ausencia de trabajos de campo elaborados en profundidad acerca de las emisiones GEI producidos por la aplicación de enmiendas orgánicas como el compost en el arco mediterráneo, ya que cuasi la gran mayoría de ellos están realizados en zonas climáticas diferentes, por lo que más trabajos de campo como el realizado a continuación en el compendio de trabajos de esta tesis doctoral son necesarios para comprender la dinámica de las emisiones GEI en agro-ecosistemas mediterráneos.

### 1.3.5. Compost, agricultura y mitigación: integración, análisis de ciclo de vida y sostenibilidad.

Los niveles de carbono orgánico en el suelo son bajos en los sistemas agrícolas mediterráneos. Es por este motivo que existe un amplio margen para mejorar las reservas de



COS en huertos y sistemas intensivos hortícolas (> 50%) a través de prácticas de gestión que aumentan los insumos de C (Pardo y col., 2017). La aplicación al suelo de materia orgánica exógena como el compost procedente de la valorización de residuos puede constituir otra forma efectiva de mejorar las reservas de COS, pero su potencial general se ve obstaculizado por su disponibilidad regional y la posible presencia de contaminantes químicos y biológicos.

Según lo explicado anteriormente, determinados flujos de residuos orgánicos pueden tener usos alternativos con diferentes implicaciones positivas para las reservas de COS, pero también para las emisiones de GEI. Por ejemplo, en los procesos de digestión anaeróbica, que no incide en la acumulación final de carbono orgánico del suelo después de la aplicación del digestato al suelo, puede proporcionar beneficios adicionales para la mitigación neta del cambio climático a través de la producción de bioenergía. Los modelos de acoplamiento y las metodologías de evaluación del ciclo de vida pueden proporcionar una imagen más completa de cada problema en particular (Pardo y col., 2017).

La evaluación del ciclo de vida (Life cycle assesment, LCA) es un conjunto de metodologías que cuantifican todos los impactos ambientales producidos a consecuencia de la producción de un producto o actividad durante todas las etapas de su existencia, con el objetivo de abordar la complejidad de estos impactos en un sistema. En un sistema agrario, el LCA se muestra como la opción más precisa para evaluar desde un punto de vista integrado la mitigación de los gases GEI, ya que metodologías parciales como el método del IPCC no incluyen procesos importantes de la cadena de producción. Aunque el LCA completo de un producto constituye un análisis desde “la cuna hasta la tumba” (Actualmente, ISO 14040, 2006), a efectos de analizar un sistema de producción agrícola, el límite del estudio se considerará como el área de producción, teniendo en cuenta los flujos de materia y energía de entrada y salida de esta área (Vallejo, 2004).

De todo lo expuesto anteriormente se deduce que la metodología LCA es la más completa y estandarizada para evaluar la huella de carbono de los sistemas agroindustriales gracias a su concepto holista. Este enfoque permite observar cómo se comportan las emisiones individualmente en cada una de las partes que conforman el sistema, y así focalizar las labores de mitigación de forma efectiva. Además, esta metodología permite comparar la huella de carbono con otros impactos ambientales de la producción agrícola, evaluando posibles actuaciones de mitigación complementarias a las emisiones GEI (Aguilera, 2016). Estas ventajas, junto con el desarrollo de herramientas analíticas dentro de LCA y el creciente interés en la evaluación de los impactos climáticos de la producción de alimentos y

## 1. Introducción

biocombustibles, han aumentado el número de estudios de LCA de productos de cultivo (Bessou y col., 2013, Ruviano y col., 2012).

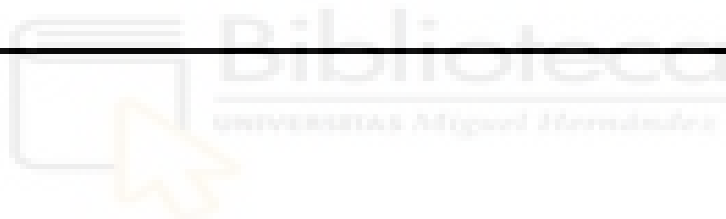
El estudio del secuestro de C en los análisis del ciclo de vida es más complejo que la estimación de las emisiones GEI, por este motivo, la fijación de C no era incluido entre las dinámicas GEI del suelo en escenarios agrícolas, a pesar de ser considerada por la comunidad científica como el proceso con mayor poder mitigador de GEI. Muy pocos estudios han tenido como objetivo integrar el secuestro de carbono en los balances de GEI de los agrosistemas, demostrando que no se puede obviar la trascendencia de la dinámica del C del suelo en el balance total de emisiones GEI (por ejemplo: Knudsen y col., 2014, Venkat y col., 2012 o Godard y col., 2013).

La integración de prácticas mitigadoras frente al cambio climático como la adición de materia orgánica estabilizada en el compostaje conduce a los agro-sistemas hacia el mantenimiento de su sostenibilidad y una mejor adaptación a los efectos del cambio climático. La materia orgánica que contiene el compost se encuentra casi en su totalidad humificada, por lo que, en los suelos en los que se realizan enmiendas con el compost se potencia el complejo arcillo-húmico. De esa forma, es en este complejo en el que predominan las cargas negativas procedentes del humus, donde quedan retenidos y dispuestos para ser intercambiados los cationes minerales del suelo, que mejoran la fertilidad del mismo gracias a la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) del complejo arcillo húmico.

La presencia de materia orgánica en los suelos agrícolas es imprescindible para mantener la fertilidad de los sistemas suelo-planta. Especialmente estimulado con la presencia de materia orgánica se encuentra el complejo arcillo-húmico, el cual actúa como un depósito de nutrientes en el suelo. Es por ello que, un pequeño porcentaje humificado del carbono secuestrado o del stock C es capaz de reportar grandes beneficios ambientales, especialmente en aquellos suelos deficitarios de materia orgánica. La mitigación del cambio climático se encuentra estrechamente ligada con la adición de materia orgánica exógena como el compost a través del secuestro de C y la mejora del complejo arcillo-húmico, con el objetivo de mejorar la fertilidad de los suelos para no comprometer su sostenibilidad futura.

## 2. OBJETIVOS

---





## 2. Objetivos

Las especies de palmáceas representan un cultivo con una elevada importancia a nivel ambiental, paisajístico, económico y cultural, con una creciente presencia en toda la cuenca mediterránea y especialmente en el Sureste de España. Además, existen parajes y entornos protegidos de palmeras debido a su singularidad y riqueza en diferentes núcleos de nuestra área geográfica como los palmerales de Elche y Orihuela. La poda de estas especies representa una gran cantidad de biomasa producida por hectárea y año. Según diversas estimaciones, si consideramos una producción promedio de biomasa por poda de 10 kg anuales, en un palmeral con 180.000 ejemplares como el de Elche, obtenemos 1.800 toneladas de biomasa residual no correctamente gestionada en su mayoría. En esta tesis doctoral se propone un modelo de gestión siguiendo las directrices de la legislación europea y española, que propone reciclar los nutrientes que contienen los residuos orgánicos como la biomasa de palmera o los lodos en forma de biofertilizantes mediante tecnología de co-compostaje.

En este marco se plantearon los objetivos a desarrollar en esta tesis, cuyo objetivo principal es el **“desarrollo de bioproductos fertilizantes de alto valor añadido orientados al secuestro de C y mitigación del cambio climático a partir de biomasa de palmáceas”**. Para ello se han planteado una serie de experimentos que dan respuesta al objetivo general, donde se pretenden caracterizar las materias primas susceptibles de ser valorizadas junto a la biomasa de palmera, estudiar diferentes procesos de compostaje binario según diferentes tecnologías y escalas, y valorizar agrónomicamente los compost obtenidos en un entorno de agricultura intensiva.

Para alcanzar los objetivos planteados en esta tesis se han elaborado 3 artículos científicos con diferentes propuestas que engloban los siguientes objetivos específicos dentro de las publicaciones presentadas a continuación.

1. Determinar las características físico-químicas, químicas y biológicas de la biomasa de palmera y evaluar la viabilidad de diferentes alternativas de gestión basadas en el co-compostaje.
2. Estudiar y optimizar el uso de palmera como ingrediente mayoritario de la mezcla en volumen en procesos de co-compostaje junto con otros flujos residuales.

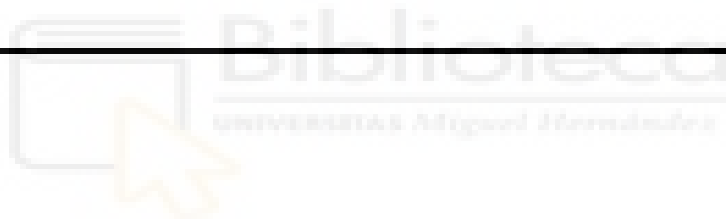
## 2. Objetivos

3. Optimizar las proporciones de materiales orgánicos empleados en los procesos de compostaje con residuos de palmera y realizar el escalado industrial de las mejores mezclas obtenidas.
4. Evaluar la calidad de los compost derivados de la biomasa de palmera producidos para su uso agronómico, incluyendo la observación de los cambios producidos en la materia orgánica durante el proceso de compostaje, usando técnicas analíticas e instrumentales.
5. Analizar el valor económico de las unidades fertilizantes de los compost producidos a partir de palmeras.
6. Realizar la evaluación agronómica del compost como enmienda: estudio de rendimiento, eficiencia, mineralización de carbón y dinámica del nitrógeno tras su aplicación al suelo agrícola en un entorno de horticultura intensiva y condiciones homologables a las comerciales.
7. Estudiar la viabilidad medio ambiental de diferentes escenarios de fertilización que incluyen el compost derivado de palmera, incluyendo estudio de ciclo de vida, emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI) y secuestro de C en los sistemas hortícolas estudiados, como estrategia de mitigación del Cambio Climático.

| <b>Artículos / Objetivos</b>  | <b>1</b> | <b>2</b> | <b>3</b> | <b>4</b> | <b>5</b> | <b>6</b> | <b>7</b> |
|---|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Optimización y escalado de procesos de co-compostaje con biomasa de palmera                       | X        | X        | X        |          |          |          |          |
| Valorización de biomasa de palmera en co-compostaje con lodos urbanos y agro-industriales         | X        | X        | X        | X        | X        |          |          |
| Producción de espinaca en sistemas hortícolas intensivos, implicaciones agronómicas y ambientales |          |          |          |          | X        | X        | X        |

## 3. PUBLICACIONES

---



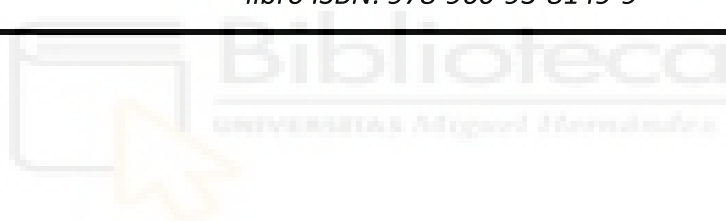




### **3.1. OPTIMIZATION AND SCALING-UP OF THE CO-COMPOSTING OF PALM WASTE WITH AGRI-FOOD SLUDGE. 2016**

Bustamante, M.A., Pérez-Murcia, M.D, Pérez-Espinosa, A., Agulló, E., Paredes, C., Vico, A., Barber, X., Morales, J., Moral, R. *ORBIT Capítulo de libro ISBN: 978-960-93-8149-9*

---





## Executive summary

Vegetable residues from palm species constitute one of the main waste fluxes from urban and periurban activities in Mediterranean countries, not linked to traditional recycling procedures of the agricultural sector. Specifically, the date palm *Phoenix dactylifera* L., a tropical and subtropical tree, belonging to the family palmae (*Areaceae*), constitutes one of the most cultivated palms in arid and semi-arid regions and a crop of high importance at environmental, landscape, economic and cultural levels in the Mediterranean countries of the EU. The huge amount in volume of these wastes, the lack of pre-treatment and specific treatment facilities usually conclude in controlled disposal with significant losses of resources in terms of energy, nutrient and organic matter. On the other hand, the incentive of the wastewater treatment processes has made the storage and management problems of the sludge generated after wastewater treatment worse, especially in the agri-food sector where the production and thus, the wastewater generation has risen in the last years, increasing the generation of sludge and thus, making difficult its management. In this sense, the co-composting of palm tree wastes previously grinded with N-rich organic wastes available in the area, such as animal manures or sewage and/or agri-food sludge, can constitute a feasible method to manage and recycle these wastes, obtaining a stabilised and humified organic material, free of pathogenic microorganisms and phytotoxic compounds. Therefore, the main objective of this work was to study the viability of the composting process as alternative method to manage the palm wastes, using sludge from the agri-food industry as a source of nitrogen and microorganisms, as well as to optimize the process, scaling-up the best results obtained in a previous experiment at small scale. For this, two composting experiments were carried out: a) Experiment 1: Optimization of the co-composting process of vegetable palm wastes with agri-food sludge at small scale; b) Experiment 2: Scaling-up of the best option obtained in the Experiment 1 at commercial scale using polynomial surface local fitting. In the Experiment 1, four composting piles were elaborated using palm trunk waste (PT) and agri-food sludge (AS) in the following proportions (on a dry matter basis): Pile C1 (59.5% AS + 39.5% PT); Pile C2 (39.6% AS + 59.4% PT); Pile C3 (34% AS + 66% PT) and Pile C4 (19.5% AS + 79.5% PT). In all the mixtures, almond shell powder was added as additive (1% on a fresh mass basis) to increase the C/N ratio. Previously, palm trunk waste was crushed to 1 cm particle size. These mixtures (about 200 kg) were composted by the turning composting system. The piles were turned in two occasions, when the temperature in the mixtures decreased, to provide aeration and to improve the homogeneity of the materials, enhancing

### 3. Publicaciones

the composting process. In the Experiment 2, a commercial composting pile (Pile D) (two replicates) was elaborated considering the best results obtained in the previous Experiment, using palm trunk waste and agri-food sludge in the following proportions (on a dry matter basis): 32.4% AS + 67.6% PT. The mixtures (about 8 m<sup>3</sup> each replication) were composted in trapezoidal piles by the turned windrow composting system, carrying out a mechanical turning weekly until the end of the bio-oxidative phase. In both Experiments, when the temperature was close to the ambient and re-heating after turning procedure did not occur, the bio-oxidative phase of composting was considered finished. Then, composts were left to mature over a period of one month, approximately. Also, the moisture of the piles was controlled weekly by adding the necessary amount of water to keep the moisture at  $\geq 40\%$ , and the evolution of the temperature was monitored and physico-chemical, chemical and biological parameters were determined throughout the composting process. The results obtained have shown that the co-composting of palm trunk waste with agri-food sludge constitutes an efficient method to recycle these wastes, especially using proportions of palm trunk in the mixture around 65-70%, and to obtain composts with a good degree of maturity and suitable physico-chemical and chemical properties, except for the notable salinity contents in some of the mature composts that can limit their agricultural use.

## 1. Introduction

### 1.1 Background

Palm tree and especially, the date palm *Phoenix dactylifera* L., a tropical and subtropical tree, belonging to the family palmae (*Arecaceae*), constitutes one of the most cultivated palms in arid and semi-arid regions. The world total number of date palms is about 105 million, 32,000 of those being located in Europe, mainly in Spain (Agoudjil et al., 2011). The huge amount in volume of these wastes, the lack of pre-treatment and specific treatment facilities usually conclude in controlled disposal with significant losses of resources in terms of energy, nutrient and organic matter. On the other hand, the incentive of the wastewater treatment processes has made the storage and management problems of the sludge generated after wastewater treatment worse, especially in the agri-food sector where the production and thus, the wastewater generation has risen in the last years, increasing the generation of sludge and thus, making difficult its management (Morales et al., 2016). Thus, the co-composting of palm tree wastes previously grinded with N-rich organic wastes

available in the area, such as animal manures or sewage and/or agri-food sludge, can constitute a feasible method to manage and recycle these wastes, obtaining a stabilised and humified organic material, free of pathogenic microorganisms and phytotoxic compounds. Although the use of composting as method to manage and recycle agricultural wastes has been widely studied, the use of this method for the recycling of the wastes of palm trees has been only studied in the countries with the highest palm tree culture areas, as the main world date producers, such as Saudi Arabia, Egypt, Iran and Tunisia (Sadik et al., 2012; Sghairoun and Ferchichi, 2011; Alkoaik et al., 2011). Although the whole palm trees waste consist of hardly decomposed elements (cellulose, hemicelluloses, lignin and other compounds) (Sadik et al., 2012), the previously mentioned studies have shown that the co-composting of palm tree wastes previously grinded with N-rich organic wastes available in the area, such as animal manures or sewage sludge, is a feasible method to manage and recycle these wastes, obtaining a stabilised and humified organic material, free of pathogenic microorganisms and phytotoxic compounds.

### **1.2 Research objectives**

The main objective of this work was twofold: i) to study the viability of the composting process as alternative method to manage the palm wastes, using sludge from the agri-food industry as a source of nitrogen and microorganisms; ii) to evaluate the evolution of the composting process and of the characteristics of the final composts obtained in a previous experiment at small scale in order to optimize the process, scaling-up the best results obtained.

## **2. Methodology**

### **2.1 Composting procedure**

In order to optimize the management of palm trunk waste (PT) using as a source of microorganisms and nitrogen an sludge from the agri-food industry (AS), two composting experiments were carried out: a) Experiment 1: Optimization of the co-composting process of vegetable palm wastes with agri-food sludge at small scale; b) Experiment 2: Scaling-up of the best option obtained in the Experiment 1 at commercial scale.

### 3. Publicaciones

In the Experiment 1, four piles were elaborated using as raw materials palm trunk waste (PT) and agri-food sludge (AS). The principal physico-chemical and chemical characteristics of the starting materials are shown in Table 1.

**Table 1.** Characteristics of the raw materials used in the composting mixtures. AS: agri-food sludge; PT: palm trunk waste (dry matter basis).

|                       | <b>AS</b> | <b>PT</b> |
|-----------------------|-----------|-----------|
| <b>Dry matter (%)</b> | 13.7      | 66.8      |
| <b>pH</b>             | 5.6       | 6.7       |
| <b>EC (dS/m)</b>      | 5.48      | 6.59      |
| <b>OM (%)</b>         | 81.4      | 83.2      |
| <b>TOC (%)</b>        | 50.5      | 40.4      |
| <b>TN (%)</b>         | 6.71      | 1.95      |
| <b>TOC/TN</b>         | 7.52      | 20.7      |
| <b>P (g/kg)</b>       | 17.4      | 1.12      |
| <b>K (g/kg)</b>       | 6.88      | 14.2      |
| <b>Na (g/kg)</b>      | 4.54      | 8.53      |

EC: electrical conductivity; OM: organic matter; TOC: total organic carbon; TN: total nitrogen.

Composting mixtures prepared in the following proportions, on a dry matter basis:

Pile C1: 59.5% AS + 39.5% PT

Pile C2: 39.6% AS + 59.4% PT

Pile C3: 34.0% AS + 66.0% PT

Pile C4: 19.5% AS + 79.5% PT

Prior to be used in the composting piles, palm trunk wastes were homogenized and crushed to 1 cm particle size. Then, the agri-food sludge was thoroughly mixed with palm trunk wastes in the corresponding proportions using a mixer and the mixtures obtained (about 200 kg) were placed in the respective 350 L thermo-composters of high-density polyethylene (HDPE), with a lateral system of natural ventilation to guarantee aerobic conditions. In addition, in all the mixtures, almond shell powder was added as additive (1% on a fresh mass basis) to increase the C/N ratio. These mixtures were composted by the turning composting system. The piles were turned in two occasions, at 15 and 35 days, when the temperature in the mixtures decreased, to provide aeration and to improve the homogeneity of the materials, enhancing the composting process. The moisture of the piles was controlled by adding the necessary amount of water to obtain moisture content not less than 40%. The bio-oxidative phase of composting, which lasted 50 days in all the composting piles, was considered finished when during 10 consecutive days after a whirl the difference

between the pile temperature and the ambient temperature was  $\leq 10^{\circ}\text{C}$ ; this criterion was used in both Experiments.

Then, composts were left to mature over a period of one month, approximately. The piles were sampled 5 times during the composting process, including a sample at the end of the maturation period. Samples were taken at three sites of the pile from the whole profile (from the top to bottom). Composite representative samples were obtained after mixing and homogenizing thoroughly the previous three sub-samples. Each sample was air-dried and ground to 0.5 mm for the analytical determinations. To establish the optimum proportion of agri-food sludge and palm trunk waste for the scaling-up of the mixture, a polynomial surface local fitting was developed using the R system, mainly based on exothermic behaviour of the piles in Experiment 1.

In the Experiment 2, a commercial composting pile (Pile D) (two replicates) was elaborated using the same raw materials used in Experiment 1, agri-food sludge and palm trunk waste, as well as almond shell powder (1% on a fresh mass basis as additive to increase the C/N ratio), in the following proportion, on a dry matter basis:

Pile D: 32.4% AS + 67.6% PT

The mixtures (about 8 m<sup>3</sup> each replication) were composted in trapezoidal piles by the turned windrow composting system. Mechanical turnings were carried out weekly until the end of the bio-oxidative phase, which was considered finished using the same criterion as in the Experiment 1. In Pile D, the bio-oxidative phase lasted 68 days. Then, composts were left to mature over a period of two months, approximately. As in the piles of Experiment 1, the moisture of the piles was controlled weekly by adding the necessary amount of water to obtain a moisture content not less than 40%. The piles were sampled in four occasions and were taken by mixing seven sub-samples from seven sites of the piles, from the whole profile (from the top to the bottom of the pile). Each sample was also air-dried and ground to 0.5 mm for the analytical determinations.

## **2.2 Analytical determinations**

In the starting materials and the composting samples, electrical conductivity (EC) and pH were analysed in a 1:10 (w/v) water-soluble extract. Dry matter was determined after drying the samples 12 h at 105°C. Organic matter (OM) was assessed by determining the loss-on ignition at 430 °C for 24 h (Navarro et al., 1993). Total organic C (TOC) and total N (TN) were determined by automatic microanalysis (EuroVector elemental analyzer) (Bustamante et al.,

### 3. Publicaciones

2012). In the initial and mature samples, cation exchange capacity (CEC) was determined according to the method used by Bustamante et al. (2008a); also, in these samples, after  $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$  digestion, P was analysed colorimetrically as molybdovanadate phosphoric acid, Na and K were determined by flame photometry (Jenway PFP7 Flame Photometer). The germination index (GI) was calculated using seeds of *Lepidium sativum* L. (Zucconi et al., 1981). All the analyses were made in triplicate.

#### 2.3 Statistical analysis

In order to develop the optimization and scaling-up procedure in this research, the exothermic behaviour in the Experiment 1 was studied using the Exothermic Index (EXI), which was calculated as the summation of the quadratic daily value obtained by subtracting the ambient temperature from the temperature value in the composting pile during the bio-oxidative phase of composting, and expressed as cumulated  $^{\circ}\text{C}$  (Torres-Climent et al., 2015). The EXI Index for each mixture was represented as a function model of the percentage of palm trunk in order to estimate the optimum proportion of palm trunk in the mixture (on a dry weight basis) that produces the highest EXI and therefore, the most suitable composting process according to the temperature parameter. For this purpose, a polynomial surface local fitting was developed using the R software, where fitting is done locally. That is, for the fit at point  $x$ , the fit is made using points in a neighbourhood of  $x$ , weighted by their distance from  $x$  (with differences in 'parametric' variables being ignored when computing the distance). For the default family, fitting is by (weighted) least squares. For family="symmetric" a few iterations of an M-estimation procedure with Tukey's biweight are used.

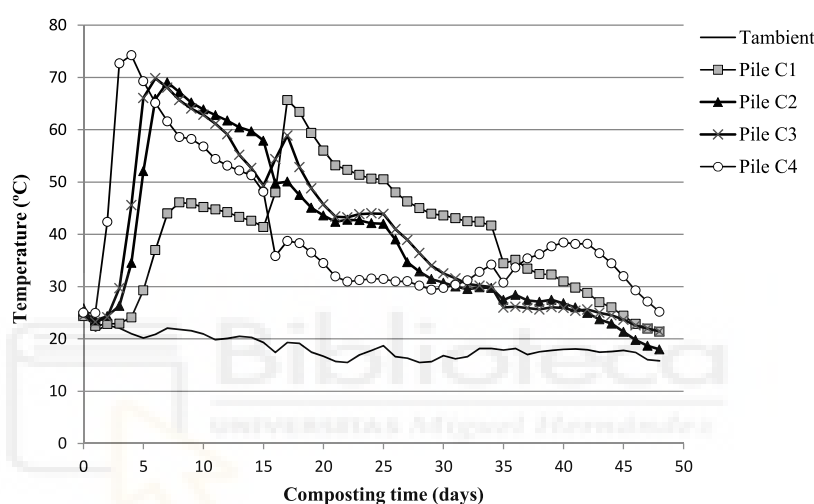
One-way analysis of variance (ANOVA) of the mean values of each physico-chemical and chemical parameter with the composting time was used in order to test the statistically significant differences throughout the composting process. Normality and homogeneity of the variances were checked using the Shapiro–Wilk and Levene test, respectively, before ANOVA. To compare the differences between specific treatments, the Tukey-b test was used ( $P < 0.05$ ).



### 3. Results and discussion

#### 3.1 Temperature evolution of the composting piles

The temperature is one of the principal parameters to study the development of the composting process, since its value determines the rate at which many of the biological reactions take place during composting. From a biological point of view, three are the intervals that govern the different aspects: temperatures above 55°C to maximise sanitisation, between 45 and 55°C to improve the degradation rate and between 35 and 40°C to increase microbial diversity (Stentiford, 1996). In Figure 1 is shown the development of the composting piles elaborated in the Experiment 1.

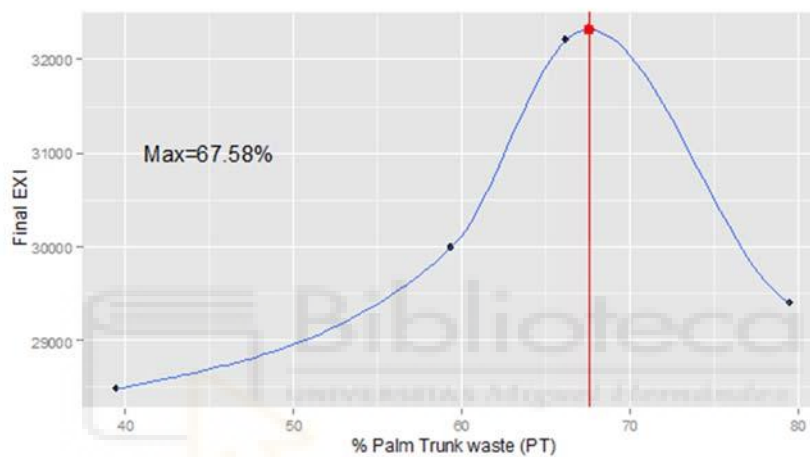


**Figure 1.** Temperature profiles of Pile C1 (59.5% AS + 39.5% PT); Pile C2 (39.6% AS + 59.4% PT); Pile C3 (34% AS + 66% PT) and Pile C4 (19.5% AS + 79.5% PT) throughout the composting process.

These piles showed a typical composting temperature trend, reaching thermophilic temperatures (> 40°C) during the first week of composting. This fact has been also reported in other experiment of composting using palm wastes (Alkoaik et al., 2011; Sadik et al., 2012). This increase was especially notable in Pile C4 and Pile C3, elaborated using the higher proportions of palm trunk waste (66% and 79.5%). The rapid increase in the temperature in composting piles with high proportion of palm wastes has been reported in other studies of co-composting of palm wastes. Sadik et al. (2012) observed during the composting of palm wastes with farmyard manure a higher increase of the temperature values in the mixtures with higher proportion of palm wastes. Temperature profiles of Pile C1 (59.5% AS + 39.5% PT); Pile C2 (39.6% AS + 59.4% PT); Pile C3 (34% AS + 66% PT) and Pile C4 (19.5% AS + 79.5% PT) throughout the composting process

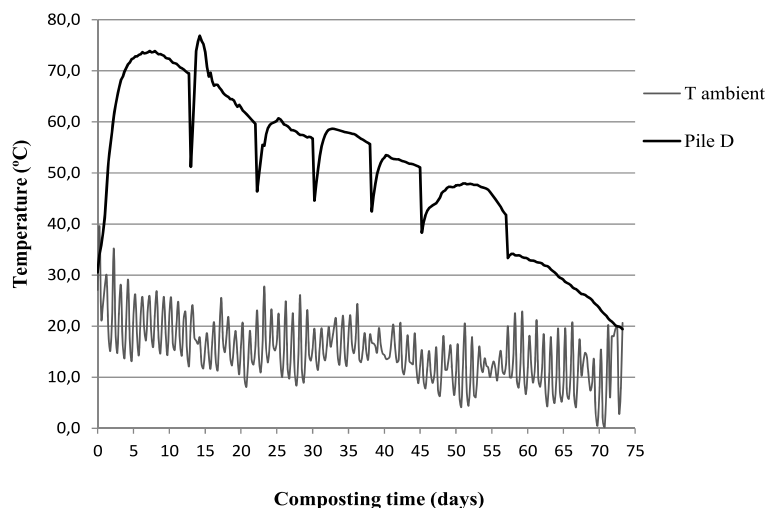
### 3. Publicaciones

On the other hand, if only the criterion of the thermophilic conditions is considered to estimate the best proportions of palm trunk waste and agri-food sludge, then the parameter Exothermic Index (EXI) can provide information concerning this aspect. In Figure 2 is represented the function model of the mean values of the EXI for each composting mixture of the Experiment 1 depending on the proportion of palm waste trunk in each mixture. As it can be observed, the highest value of this parameter is reached for an estimated proportion of 67.6% of palm trunk waste in the mixture. This aspect and other results obtained regarding the evolution of the chemical parameters were considered to design the optimized commercial composting pile (Pile D), since the proportion of PT used in this pile was close to this estimated value.



**Figure 2.** Optimization of the mixtures according to the function model used based on the mean values of EXI for each mixture of the Experiment 1.

In Figure 3 is shown the temperature profile of the optimized composting pile (Pile D), developed in commercial conditions. As it can be observed, this pile also reached thermophilic values during the first week, these values being higher than 55°C, during more than two weeks, assuring the elimination of the potential presence of pathogenic microorganisms and thus, it ensures its sanitation according to the European requirements on compost sanitation (European Commission, 2014).



**Figure 3.** Temperature profile of Pile D (32.4% AS + 67.6% PT) throughout the composting process.

### 3.2 Evolution of the physico-chemical and chemical parameters

Initially, all the mixtures showed pH values between 5.9-6.1 (Table 2), values that are close and within the range 6-8, suggested as suitable for composting (Bustamante et al., 2008b). In general, the pH values tended to increase in all the piles, due to the degradation of acid-type compounds, such as carboxylic and phenolic groups, and to the mineralisation of proteins, amino acids and peptides to ammonia (Bustamante et al., 2008a). The final values of pH in all the mixtures were close to neutrality, which favours their latter agricultural use. Concerning Pile D, the evolution of pH was similar to that observed in the composting piles at small scale, also showing final values close to neutrality (Table 3).

Similar results were also reported by Sghairoun and Ferchichi (2011) during composting of palm wastes. The electrical conductivity was high in all the mixtures at the beginning of the process, with values higher than 5 dS/m, being lower in the piles with greater proportion of palm trunk waste (Table 2). During composting, this parameter increased in all the composting piles (Tables 2 and 3), due to organic matter degradation, as a consequence of the production of inorganic compounds and the increasing relative concentration of ions due to the mass loss of the pile (Paredes et al., 2000).

### 3. Publicaciones

**Table 2.** Evolution of the main physico-chemical, chemical parameters (dry matter basis) in the composting piles of Experiment 1.

| <i>Composting time</i>   | <i>pH</i> | <i>EC (dS/m)</i> | <i>OM</i> | <i>TOC/TN</i> | <i>TN</i> |
|--|-----------|------------------|-----------|---------------|-----------|
| <b><i>Pile C1: 59.5% agri-food sludge + 39.5% palm trunk waste</i></b> |           |                  |           |               |           |
| <b>0</b>   | 5.9a      | 6.07a            | 86.6b     | 12.9c         | 3.6a      |
| <b>16</b>  | 6.5b      | 5.76a            | 79.9a     | 11.2b         | 3.7ab     |
| <b>35</b>  | 6.4b      | 6.30ab           | 79.5a     | 10.3ab        | 4.0b      |
| <b>50</b>  | 6.7b      | 6.74b            | 78.7a     | 10.1ab        | 4.0b      |
| <b>80</b>  | 6.4b      | 7.55c            | 76.6a     | 9.8a          | 3.9ab     |
| <b>F-ANOVA</b>   | **        | ***              | ***       | ***           | *         |
| <b><i>Pile C2: 39.6% agri-food sludge + 59.4% palm trunk waste</i></b> |           |                  |           |               |           |
| <b>0</b>   | 5.9a      | 6.21a            | 83.2d     | 13.4a         | 3.2b      |
| <b>16</b>  | 6.9ab     | 6.86b            | 78.0c     | 12.7a         | 3.0b      |
| <b>35</b>  | 7.0ab     | 6.31a            | 72.7b     | 13.5a         | 2.4a      |
| <b>50</b>  | 7.3c      | 6.89b            | 69.5ab    | 12.6a         | 2.4a      |
| <b>80</b>  | 6.8b      | 7.41c            | 68.0a     | 12.4a         | 2.6a      |
| <b>F-ANOVA</b>   | ***       | ***              | ***       | ns            | ***       |
| <b><i>Pile C3: 34% agri-food sludge + 66% palm trunk waste</i></b>     |           |                  |           |               |           |
| <b>0</b>   | 6.0a      | 5.93b            | 78.6d     | 14.0a         | 2.8a      |
| <b>16</b>  | 6.7b      | 5.09a            | 72.7c     | 14.7a         | 2.6a      |
| <b>35</b>  | 7.1bc     | 5.68b            | 66.5b     | 12.6a         | 2.6a      |
| <b>50</b>  | 7.2c      | 5.84b            | 63.7ab    | 12.9a         | 2.5a      |
| <b>80</b>  | 6.9bc     | 6.84c            | 61.5a     | 13.0a         | 2.5a      |
| <b>F-ANOVA</b>   | ***       | ***              | ***       | ns            | ns        |
| <b><i>Pile C4: 19.5% agri-food sludge + 79.5% palm trunk waste</i></b> |           |                  |           |               |           |
| <b>0</b>   | 6.1a      | 5.67a            | 72.1d     | 18.2d         | 2.1a      |
| <b>16</b>  | 6.8b      | 5.81a            | 67.9cd    | 17.0cd        | 2.1a      |
| <b>35</b>  | 7.3c      | 6.61b            | 66.4c     | 15.0bc        | 2.2a      |
| <b>50</b>  | 7.4c      | 6.85b            | 61.5b     | 13.7ab        | 2.3a      |
| <b>80</b>  | 7.1bc     | 7.62c            | 52.5a     | 11.5a         | 2.3a      |
| <b>F-ANOVA</b>   | ***       | ***              | ***       | ***           | ns        |

EC: electrical conductivity; OM: organic matter; TOC: total organic carbon;  
TN: total nitrogen.

Regarding the evolution of the organic matter, this parameter decreased in all the mixtures, from values in the range of 72.1-86.6% to values of 52.5-76.6%, showing the piles with lower proportion of PT the higher values of organic matter at the end of the composting process. Pile D showed lower concentrations of the organic matter at the end of the composting process.

**Table 3.** Evolution of the main physico-chemical and chemical parameters (dry matter basis) in the optimized pile of Experiment.

| <b>COMPOSTING TIME</b>                                   | <b>PH</b> | <b>EC (DS/M)</b> | <b>OM</b> | <b>TOC/TN</b> | <b>TN</b> |
|--|-----------|------------------|-----------|---------------|-----------|
| <b>PILE D: 31.5% AGRI-FOOD SLUDGE + 68.5% PALM TRUNK</b> |           |                  |           |               |           |
| <b>0</b>   | 6.7a      | 6.41a            | 58.8b     | 20.3b         | 1.52A     |
| <b>29</b>  | 7.0b      | 7.03c            | 45.3a     | 16.1a         | 1.52A     |
| <b>68</b>  | 6.9b      | 6.78b            | 44.4a     | 14.4a         | 1.65A     |
| <b>118</b>   | 6.9b      | 6.76b            | 42.7a     | 14.5a         | 1.62A     |
| <b>F-ANOVA</b>   | ***       | ***              | ***       | ***           | NS        |

EC: electrical conductivity; OM: organic matter; TOC: total organic carbon; TN: total nitrogen.

In general, the concentration of total nitrogen increased significantly in all the composting piles during composting (Tables 2 and 3). This fact was probably due to the concentration effect as a consequence of the strong mineralization of the organic matter, especially during the bio-oxidative phase, which produced a weight reduction of the pile (Bustamante et al., 2008; Bustamante et al., 2012). Evolution of the main physico-chemical and chemical parameters (dry matter basis) in the optimized pile of Experiment

### 3.3 Evaluation of compost quality

In Table 4 are shown the main properties of the final composts obtained in the Experiments 1 and 2. As it can be observed, all the composts showed pH values close to neutrality and within the range 6.0-8.5, suggested as suitable for the agricultural use of compost (Bustamante et al., 2013). However, the EC values were higher than 5 dS/m in all the composts, due to the use of these raw materials, with initial high salinity contents. All the composts had OM contents higher than the minimum values established by the European guidelines (30%) (European Commission, 2014). The TN concentrations were greater than 2%, showing the composts with greater proportion of AS the highest values. The contents in other macronutrients, such as P and K, were similar among the composts and higher or similar to those found in other materials frequently used as organic amendments, such as composts from agroindustrial wastes and manures (Bustamante et al., 2010). The values of the CEC were similar or higher to the values established to consider a compost mature (CEC > 67 meq/100 g OM) (Iglesias Jiménez and Pérez Garcia, 1992).

In general, all the composts, except for C1, showed a total absence of phytotoxins, since the final GI values were higher than 50%, the minimum value established by Zucconi et al. (1981) for a mature compost.

Table 4. Final characteristics of the composts obtained in both Experiments.

| PARAMETERS         | COMPOST<br>C1 | COMPOST<br>C2 | COMPOST<br>C3 | COMPOST<br>C4 | COMPOST<br>D |
|--------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|
| PH                 | 6.4           | 6.8           | 6.9           | 7.1           | 6.9          |
| EC (DS/M)          | 7.55          | 7.41          | 6.84          | 7.62          | 6.76         |
| OM (%)             | 76.6          | 68.0          | 61.5          | 52.2          | 42.7         |
| TOC (%)            | 38.6          | 31.9          | 32.3          | 26.5          | 23.4         |
| TN (%)             | 3.9           | 2.6           | 2.5           | 2.3           | 1.6          |
| TOC/TN             | 9.8           | 12.4          | 13.0          | 11.5          | 14.5         |
| P (G/KG)           | 2.54          | 3.65          | 1.55          | 1.11          | 4.8          |
| K (G/KG)           | 26.6          | 24.1          | 29.0          | 29.8          | 16.3         |
| NA (G/KG)          | 12.8          | 11.4          | 14.6          | 16.2          | 7.5          |
| CEC (MEQ/100 G OM) | 47.6          | 59.3          | 71.9          | 85.7          | 81.9         |
| GI (%)             | 35.0          | 50.0          | 57.9          | 72.6          | 72.0         |

EC: electrical conductivity; OM: organic matter; TOC: total organic carbon; TN: total nitrogen; CEC: cation exchange capacity; GI: germination index.

#### 4. Conclusions

From the obtained results it can be concluded that the co-composting of palm trunk waste with agri-food sludge constitutes a feasible and efficient treatment method not only to manage and recycle these wastes, but also to obtain composts with a good degree of maturity and suitable physico-chemical and chemical properties, except for the notable salinity contents in some of the mature composts that can limit their agricultural use. The use of cumulative exothermic parameters, such as the EXI index for composting behaviour coupled with a model based on polynomial surface local fitting has been revealed as an efficient strategy to produce an scaled-up mixture (Pile D: 32.4% AS + 67.6% PT) validated at commercial scale.

#### 5. Acknowledgements

This work has been financed by the Ministry of Economy and Competitiveness of Spain (Project AGL2013-41612-R) and European Regional Development Funds (ERDF, “Una manera de hacer Europa”).

#### References

Agoudjil, B., Benchabane, A., Boudenne, A., Ibos, L., Fois, M., 2011. Renewable materials to reduce building heat loss: characterization of date palm wood. *Energy and Buildings* 43, pp. 491–497.

- Alkoaik, F.N., Khalil, A.I., Alqumajan, T., 2011. Performance evaluation of a static composting system using date palm wastes. *Middle-East Journal of Scientific Research* 7(6), pp. 972-983.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A. and Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour Technol* 100, pp. 5444-5453.
- Bustamante, M.A., Albuquerque, J.A., Restrepo, A.P., de la Fuente, C., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M.P., 2012. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass Bioenergy* 43, pp. 26-35.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P. and Moral, R., 2008a. Co-composting distillery wastes with animal manure: carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72, pp. 551-557.
- Bustamante, M.A., Restrepo, A.P., Albuquerque, J.A., Pérez-Murcia, M.D., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M.P., 2013. Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. *J. Clean. Prod.* 47, pp. 61-69.
- Bustamante, M.A., Suárez-Estrella, F., Torrecillas, C., Paredes, C., Moral, R., Moreno, J., 2010. Use of chemometrics in the chemical and microbiological characterization of composts from agroindustrial wastes. *Bioresour. Technol.* 101, pp. 4068-4074.
- European Commission, 2014. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. <http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=6869> (April 8, 2016)
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1992. Determination of maturity indexes for city refuse composts. *Agr. Ecosyst. Environ.* 38, pp. 331-343.
- Morales, A.B., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Moral, R., Ros, M., Pascual, J.A., 2016. Agri-food sludge management using different co-composting strategies: study of the added value of the composts obtained. *Journal of Cleaner Production* 121, pp. 186-197.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A. and García, D., 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresour Technol* 44, pp. 203-207.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A. and Cegarra, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol Fert Soils* 32, pp. 222-227.
- Sadik M.W, Al Ashhab A.O, Zahran M.K., Alsaqan F.M., 2012. Composting mulch of date palm trees through microbial activator in Saudi Arabia. *International Journal of Biochemistry and Biotechnology*, 1 (5), pp.156-161.
- Sghairoun, M., Ferchichi, A., 2011. Composting heap palm tree's products in Southern Tunisia. *Journal of Environmental Science and Engineering* 5, pp.886-889.
- Stentiford, E.I., 1996. Composting control: principles and practice. In: de Bertoldi, M., Ed., *The Science of Composting. Part I.* Blakie Academic and Professional, Glasgow, UK, pp. 49-59.
- Torres-Climent, A., Gomis, P., Martín-Mata, J., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., Moral, R., 2015. Chemical, thermal

### 3. Publicaciones

and spectroscopic methods to assess biodegradation of winery-distillery wastes during composting. Plos One 10(9), e0138925.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M. and de Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. BioCycle 22, pp. 54-57.





**3.2. VALORIZATION OF DATE PALM (*Phoenix dactylifera* L.) PRUNING  
BIOMASS BY CO-COMPOSTING WITH URBAN AND AGRI-FOOD SLUDGE. 2018**

Vico, A., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Agulló, E., Marhuenda-Egea, F.C., Sáez, J.A, Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Moral R. *Journal of Environmental Management*, 226: 408-415. doi: 10.1016/j.envman.2018.08.035

---





## **Abstract**

In the Mediterranean countries, there is an increasing production of date palm wastes (*Phoenix dactylifera* L.), not only due to the raising production of date palm fruits, but also derived from the maintenance of urban and peri-urban green areas, especially in those affected by red palm weevil (*Rhynchophorus ferrugineus*). The management of this increasing volume of green wastes usually concludes with a controlled disposal that implies an important loss of resources, in terms of organic matter, nutrients and energy. In addition, the rise of wastewater generation and the incentive of the wastewater treatment processes have derived in an increase of the amount of the sludge produced, which makes difficult its management. This work studies the feasibility of co-composting palm wastes with sludge from the urban and agri-food sectors as alternative treatment to manage these organic waste streams and to obtain added-value compost. For this, four mixtures (P1, P2, P3 and P4) were prepared using as main component palm leave waste (PL) mixed with different types of sludge. In the piles P1, P2 and P3, sewage sludge (SS) was used as co-composting agent, while agri-food sludge (AS) was used in P4. Throughout composting, the thermal profile of the composting piles was assessed, as were physical, chemical, physico-chemical and maturity parameters. In addition, the changes in water-soluble organic matter were assessed using chemical analytical methods and the excitation–emission matrix (EEM) fluorescence spectroscopy. The results obtained showed the viability of the co-composting process to obtain end-products with adequate maturity degree and physical characteristics for their potential use as substrates, except for the salt contents that can limit their use in some agricultural sectors.

**Keywords:** compost, palm residues, sewage sludge, EEM fluorescence, economic value.

## **1. Introduction**

Palm tree and especially, date palm (*Phoenix dactylifera* L.) is a tropical and subtropical tree of the family palmae (Arecaceae). Palm tree is widely used as an ornamental plant and constitutes one of the most cultivated palms in arid and semi-arid regions. This species has a significant role in the Mediterranean countries at different levels (economic, environmental, cultural and landscape). The world total number of date palms is about 105 million, 32,000 of those being located only in Europe, mainly in Spain (Agoudjil et al., 2011; Zaid and Arias-Jiménez, 2002). Concretely, *Phoenix dactylifera* is also extensively cultivated for date

### 3. Publicaciones

production (Abid et al., 2016), with a significant increasing production in the last years (Chandrasekaran and Bahkali, 2013). Therefore, palm pruning material represents a huge amount of agro-industrial by-products and wastes, such as leaves and palm fibre, whose management constitutes an environmental problem (Abid et al., 2016). In addition, the strategies associated to the control and eradication of specimens affected by the pest caused by red palm weevil (*Rhynchophorus ferrugineus*) are also significantly increasing the volume of the palm wastes generated. As an example, and without considering any additional biomass related to the specimens affected by red palm weevil, each palm tree produces around 20 kg of dry leaves annually (Alkoaik et al., 2011; Chandrasekaran and Bahkali, 2013), which supposes a production of more than 0.2 Mt only of palm leaves (El May et al., 2012). Therefore, the great volume of these organic wastes, principally due to their characteristics and the absence of an adequate management usually ends up with a controlled disposal that implies an important loss of resource in terms of energy, nutrients and organic matter. A traditional practice, considered as a cheap waste management technique for these wastes is the controlled and uncontrolled burning, which produces direct and indirect impacts in the environment, such as the emission of greenhouse gases.

In addition, the generation of sewage sludge in the wastewater treatment plants is becoming an important problem, since the increasingly stringent wastewater treatment requirements have produced an important rise in the amounts of sewage sludge generated. The production in Europe is about 9.4 millions of tons per year, according to the European Environmental Agency, being used the 54 percent for agricultural purposes, the same trend being followed in USA (Martin-Mata et al., 2015). In the agri-food sector, aspects such as the increase of wastewater generation due to the rise of the production and the encouragement of the wastewater treatment processes have made worse the management and storage problems of the sludge generated. This fact has produced an important increase in the generation of sludge, which has made difficult its management (Morales et al., 2016).

Composting constitutes an environmentally-friendly and economically-viable technology for the treatment of organic wastes, which enhances their value by yielding a stabilized, mature, deodorized and sanitized product, free of pathogens and weeds and rich in humic substances, which is easy to store and is marketable as an organic amendment or fertilizer (Bernal et al. 2009). Different authors have reported the use of the composting process as a feasible technology to manage sewage sludge, with urban or agri-food origin (Lim et al., 2016; Morales et al., 2016). However, although the composting process has been widely studied

for the management and recycling of agricultural wastes, the use of this treatment applied to palm tree wastes with another problematic organic waste, such as agri-food sludge, as co-composting agent has not been reported. Currently, there are only several works from the countries with the highest palm tree culture areas (Saudi Arabia, Egypt, Iran and Tunisia), in which different manures have been used as co-composting agents, such as cow, quail, goat and sheep manure (Sadik et al., 2010, 2012), sheep manure (Sghairoun and Ferchichi, 2011) and broiler chicken manure (Alkoaik et al., 2011).

Therefore, the main aim of this work was to evaluate the feasibility of co-composting palm waste with sludge from the urban and agri-food sectors to manage this type of organic wastes and to obtain an added-value organic fertilizer with a potential commercial value. For this, the study has been mainly focused on: a) the monitoring of the composting process in the mixtures through the thermal profile and the evolution of chemical parameters; b) the assessment of the quality and economic value of the end-products obtained based on their final characteristics and nutrient contents.

## **2. Material and methods**

### **2.1 Characteristics of the initial materials**

The raw materials used for the preparation of the four composting mixtures were constituted by palm leaves (PL), sewage sludge (SS) and agri-food sludge (AS). PL (*Phoenix dactylifera* L.) was collected after the park maintenance activities at the Orihuela municipality (Alicante, Spain) and prior to be used in the composting mixtures, was homogenized and crushed to < 5 cm particle size. SS1 and SS2 came from the municipal wastewater treatment plant of Torrevieja and Orihuela, respectively (Alicante, Spain) and SS3 was obtained from the municipal wastewater treatment plant of Elche (Alicante, Spain). SS1 and SS2 were obtained after the treatment of wastewater using an aerobic biological process with later stabilization by anaerobic digestion and dehydration using band filters; SS3 was obtained after treating wastewater by an aerobic process of active sludge with nutrient removal and later dehydration using centrifugal decanters. AS came from the treatment plant of an agri-food industry that principally treats wastewater derived from the processing of pear, located in Murcia (Spain). This sludge was obtained by flotation-cavitation, denitrification, forced aeration MTS, clarification in an UBSF reactor and later dehydration by centrifugation. Table

### 3. Publicaciones

1 shows the main chemical properties of the initial organic wastes used in the compost preparation.

#### 2.2 Compost elaboration

Four composts were prepared at the composting pilot plant (Compolab) of the Miguel Hernández University, placed in Orihuela (Alicante; 38° 5' 8" N, 0° 56' 49" W, elevation 23 m a.s.l.). The percentages of the organic wastes used to prepare the composting piles were established trying to use the maximum amount of PL with a sufficient proportion of sludge (on a dry weight basis) to balance the C/N ratio of the mixtures. Thus, the proportions of initial materials on a fresh weight basis were the following (dry weight basis between brackets):

- P1: 72.3% SS1 + 27.7% PL [46.6:53.4]
- P2: 67.7% SS2 + 32.3% PL [42.2:57.8]
- P3: 67.7% SS3 + 32.3% PL [36.2:63.8]
- P4: 82.5% AS + 17.5% PL [42.8:57.2]

The mixtures (about 15 m<sup>3</sup> each) were managed as trapezoidal windrows through the turning composting system. The piles were mechanically turned every week to improve the aeration of the composting mixtures and, during the thermophilic phase, to avoid an excessive increase in temperature. The temperature of the mixtures and that of the ambient were monitored throughout the composting process. These values were registered using several probes connected to data loggers (HOBO-Data Logger U12-006). The moisture content of each pile was maintained adding water at each turning time, within the optimal range of 55-65% to allow microbial metabolism. The bio-oxidative stage was considered finished when temperature in the composting mixtures was proximate to that of ambient and when temperature did not increase after turning. This phase lasted 139 days for P1, 152 days for P2, 116 days for P3 and 96 days for P4. After this, all the piles were allowed to mature approximately a month.

The composting samples were collected after mixing until homogenization seven sub-samples obtained from the top to the bottom of the pile, from seven places, according to the method used by Bustamante et al. (2012). The samples corresponded to the initial phase of the process (I), the thermophilic stage (T), when the bio-oxidative stage ends (EB) and the maturity period (M). Each representative sample was subdivided into two samples: i) the first sample was used to determine the moisture content, after drying the sample for 12 h at 105

°C; ii) the second was dried at 45°C, ground to obtain a particle size < 0.5 mm and stored for the analytical determinations, according to Bustamante et al. (2012). All the analytical determinations were carried out in triplicate.

### **2.3 Chemical and physical determinations**

In all materials, physico-chemical parameters (electrical conductivity and pH) were assessed in a weight: volume (1:10) water-soluble extract, according to the standard method EN 12176 (1998). Samples moisture was assessed after drying at 105 °C until constant weight, following the standard method of FCQAO (1994). Organic matter (OM), total organic C (C<sub>T</sub>) and total nitrogen (N<sub>T</sub>), as well as the water-soluble fraction of organic carbon (WSC) were also assessed according to the methods used by Bustamante et al. (2012).

OM losses were determined using the ash concentrations at the beginning (X<sub>1</sub>) and end (X<sub>2</sub>) of the process, following the equation (1) of Paredes et al. (2000):

$$(1) \text{ OM loss (\%)} = 100 - 100 \frac{[X_1 (100 - X_2)]}{[X_2 (100 - X_1)]}$$

In addition, cation exchange capacity (CEC) was assessed using BaCl<sub>2</sub>-triethanolamine, according to the method of Lax et al. (1986). The germination index (GI) was determined combining the measurements of seed germination and root elongation of cress seeds (*Lepidium sativum* L.), following the method described by Zucconi et al. (1981). After nitric-perchloric acid digestion, phosphorus (P) was determined colourimetrically as molybdovanadate phosphoric acid, while sodium (Na) and potassium (K) by flame photometry (Jenway PFP7 Flame Photometer, Jenway Ltd., Felsted, Dunmow, Essex, UK) (Morales et al., 2016). In the mature composts, the physical properties were assessed following the procedures described by Bustamante et al. (2008a).

### **2.4 Fluorescence analysis**

Prior to the determination, the composting samples were used after drying at 65 °C. Then, an extraction was carried out using deionized water in the proportion 1:20 (w:v) and shaking it at ambient temperature during 24 h. After filtration of the extracts (Whatman No. 2 paper), 1 ml of sample was centrifuged for 10 min at 15000 rpm (SIGMA 2K15 centrifuge (rotor Nr. 12143)) (Marhuenda-Egea et al., 2007). A Jasco Model FP-6500 spectrofluorometer was used to acquire the fluorescence spectra, following the detailed conditions described in Marhuenda-Egea et al. (2007).

### 3. Publicaciones

In this study, fluorescence spectra from the water-soluble organic matter pool of the four composting piles were characterized obtaining three main components in wavelengths ranges associated with the humic, fulvic and peptide fractions, according to Sierra et al. (2005). In order to identify the component peaks corresponding to the different fluorophores present in the sample, it was necessary to use chemometric tools, such as PARAFAC (Parallel Factor Analysis) (Murphy et al., 2014, Ohno et al., 2008). Raman and Rayleigh scattering peaks were removed with the technique of "excision-interpolation" (Zepp et al., 2004; Morales et al., 2016), before creating the model with PARAFAC. This type of analysis using PARAFAC has been described in detail by Ohno et al. (2008). Data modelling and pre-processing were done with MATLAB (Mathworks, 2005), using different algorithms N-way toolbox and eemscat toolbox (<http://www.models.life.ku.dk>). The CORCONDIA diagnosis was used to estimate the model that best collects the trilinear information (Murphy et al., 2014). Fluorescence was expressed as percentage of each of the three main compounds in order to assess the evolution of these pools during the composting process.

#### 2.5 NPK equivalent economical value

Nutrient economic value of the composts obtained was determined following the procedure used by Jara-Samaniego et al. (2017a). The average marketable €/ton values considered have been of 298.8 €, 204.9 €, and 203.9 €, respectively, using the same sources considered by Jara-Samaniego et al. (2017), provided by the World Bank (December, 2016). In addition, the percentage of fertilizing unit in Urea, DAP and Chloride potassium were 46 % N, 46% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> and 60% K<sub>2</sub>O, respectively (MAPAMA, 2009). Taking into account these values, the average N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O fertilizing units might be estimated in 4.4, 14.8 and 4.1 €, respectively. In addition, a concentration of 25% of fresh weight in all the mature composts was considered to establish the economic value of the compost main nutrients.

#### 2.6 Statistical analysis

The Marquardt-Levenberg algorithm was used to fit OM losses during the process to a kinetic function, with the software Sigmaplot 11.0. OM degradation during composting was fitted using a kinetic model of first order (2), according to Bernal et al. (1996):

$$(2) \text{ OM losses (\%)} = A (1 - e^{-kt})$$

Where  $t$  corresponds to the composting time (days),  $A$  is the maximum degradation of OM (% C), while  $k$  is the rate constant (d<sup>-1</sup>). Root mean square (RMS) and the significance



values (F-values) were calculated to compare the curve fitting statistical significance and the fittings of different functions, respectively.

The  $EXI^2$  Index, based on the thermal profiles obtained from the piles, was calculated as the quadratic sum of the daily difference between the temperature inside the pile and in the close environment during the composting bio-oxidative phase.

ANOVA was used for the statistical analysis of the data obtained, followed by the test of least significant difference (LSD) at  $P < 0.05$ . The Shapiro–Wilk and Levene tests were used to check normality and homogeneity of the variances, respectively, before ANOVA. All the statistics was done with the software SPSS 15.0.

### **3. Results and discussion**

#### **3.1 Thermal and exothermic profile**

The temperature evolution is considered as one of the principal parameters to control composting development, since degradation is more rapid in the thermophilic stage and the presence of high temperatures constitutes a key factor for the sanitization of the mixture (Chen et al., 2014). All the composting piles had a rapid increase of the temperature values, reaching in the first week values higher than 40°C, which were maintained during more than two weeks (Fig. 1). Himanen and Hänninen (2011) and Morales et al. (2016) also reported this rapid temperature increase in experiments of co-composting using sewage and agri-food sludge with several bulking agents. However, the general trend of the temperature values in the composting piles was different, as it can be observed not only in Fig. 1, but also in the values of the exothermic indices studied (Table 2). In piles P1 and P2, elaborated using SS and PL, was observed a longer duration of the thermophilic phase, while piles P2 and P3 showed the highest number of days with thermophilic temperature values (> 40°C). All these aspects were reflected in the highest values of the Quadratic Exothermic Index ( $EXI^2$ ) observed in these composting piles, showing P1 the greatest  $EXI^2$  value, indicating that the thermophilic phase was the most intense in this mixture (Table 2). The shorter thermophilic phase observed in P4 could be due to the effect of the different origin of the sludge used (agri-food sludge), with different characteristics than sewage sludge (Table 1), but also due to the lower proportion of the bulking agent compared to the rest of mixtures. The effect of the proportion and characteristics of the bulking agent on the temperature development have been reported by different authors. Yañes et al. (2009) observed a longer thermophilic

### 3. Publicaciones

phase in the mixtures with a greater proportion of bulking agent in an experiment of composting of sewage sludge with garden pruning. Santos et al. (2016) also reported in an experiment of composting of pig slurry a longer exothermic phase in the mixture with the highest proportion of cotton waste as bulking agent.

#### 3.2. Organic matter mineralization

An important decrease was observed in all the piles for all the mixtures throughout the composting process, from values of 82.4%, 78.6%, 80.4% and 80.8% for piles P1, P2, P3 and P4, respectively, to values of 44.3%, 63.7%, 61.5% and 70.1% (for piles P1, P2, P3 and P4, respectively), indicating the organic matter degradation process (Table 3). This decrease was especially significant during the thermophilic phase, when the microbial activity was maximum and the temperature reached the highest values (Bustamante et al., 2013). Organic matter losses were substantial in all the piles (Fig. 2), especially in the mixture P1, which reached the most intense thermophilic phase, as it was reflected in the highest value of the  $EXI^2$ . The lowest degradation of OM was found in the maturity stage, which indicates the stabilization of the material after the bio-oxidative stage. This fact has been reported in previous co-composting studies using different raw materials, such as winery-distillery wastes and manures (Bustamante et al., 2008b), anaerobic digestates and vine shoot pruning (Bustamante et al., 2012) and agri-food sludge with different bulking agents (Morales et al., 2016).

The organic matter degradation profile throughout the composting process, determined by the losses of organic matter, were fitted to a kinetic equation of first-order ( $OM \text{ losses } (\%) = A(1 - e^{-kt})$ ). The parameter values (standard deviation in brackets) obtained after fitting the experimental results are shown in Table 4. All the equations had high significance ( $P < 0.001$ ), showing that all the piles fitted the first-order kinetic model. The  $A$  and  $k$  values obtained were slightly higher than those obtained by Alkoik et al. (2011), in an experiment of composting of date palm wastes, and those found in other composting experiments using sewage sludge (Banegas et al., 2007) and agri-food sludge (Morales et al., 2016). However, these values were close to those reported in composting studies using different organic wastes, such as pig slurry and anaerobic digestates (Santos et al., 2016; Bustamante et al., 2012). In addition, the origin of sludge (sewage or agri-food sludge) influenced the degradation rate ( $k$ ), showing the lowest value for the mixture with AS.

### **3.3 Changes in the physico-chemical and chemical properties**

At the beginning of composting, pH in all the mixtures was close to neutral values and within the range 6-8, considered adequate for composting (Bernal et al., 2009). Throughout the composting process, the pH values slightly decreased or practically did not change (Table 5), obtaining in the final phase of the process pH values in the interval 6.0-8.5, considered adequate for the agricultural use of compost (Hogg et al., 2002), and also within the range established (5.2-6.3) for their use as substrate, except for P4 (Bustamante et al., 2008a).

The initial values of the electrical conductivity were greater than 4 dS/m in the mixtures, probably as a consequence of the use of PL, which showed the highest salt contents (7.3 dS/m) (Table 1). During composting, this parameter increased due to the production of inorganic compounds as a consequence of OM mineralization and the rising relative contents of ions due to the pile weight loss (Bustamante et al., 2008b). In the mature composts, P1 and P2 had the highest values of EC, although all the composts had EC values higher than 7 dS/m, which could suppose a limitation for their agricultural use (Shak et al., 2014).

The  $C_T/N_T$  fell in all the piles during composting, especially in the bio-oxidative phase, coinciding with the maximum OM degradation (Bustamante et al., 2008b), this behaviour being also observed during the co-composting of date palm residues mixed with animal wastes (Alkoaik et al., 2011). This ratio is suggested as an index of maturity, with values < 20, which is considered as indicative of maturity (Bernal et al., 2009). However, piles P2, P3 and P4 showed values of this parameter lower than 20 at the beginning of the process, which shows that this ratio should not be used as absolute maturity indicator, but rather its changes throughout the process may indicate the degradation of OM during composting (Bustamante et al., 2013; Bustamante et al., 2008b).

All piles had an important drop of the water-soluble fraction of organic C, indicating the decomposition of the simple water-soluble organic fraction constituted by sugars, peptides and amino acids (Bustamante et al., 2012). At the end of composting, the WSC values in the end-products ranged from 0.52 to 0.87%, lower than the maximum values suggested in other studies as indicator of compost maturity (<1% or <1.7%) (Bernal et al., 2009) and similar to the values found in previous co-composting studies using sewage sludge (Banegas et al., 2007) and agri-food sludge (Morales et al., 2016).

#### 3.4 EEM fluorescence spectra

The fluorescence excitation–emission matrix (EEM) spectroscopy provides detailed information concerning the fluorescence properties of water-soluble organic matter. This information allows the assessment of organic matter changes throughout the composting process. A three-dimensional picture is obtained from the fluorescence intensity as a function of excitation and emission wavelength (Marhuenda-Egea et al., 2007; Murphy et al., 2014).

The measured EEM data obtained were processed to remove Rayleigh and Raman dispersions (Zepp et al., 2004). In addition, the spectra obtained showed different fluorophores, defined by a wavelength pair of  $\lambda_{ex}/\lambda_{em}$  and that contribute to the EEM spectrum final contour. These fluorophores or components were detected using Parallel Factor Analysis (PARAFAC), since they may be related with biocompounds (e.g. peptides and/or fulvic and humic substances) (Ohno and Bro, 2006). Using a mathematical model with these components, it was possible to obtain a good representation of the measured data. The difference between the measured and the modelled data constitutes the residual, i.e. the possible data that remain without modelling. If the model is correct, the residual correspond to noise and artifacts.

However, it is important to revise them to confirm that important data were not out of the model. Figure 3 shows a representation of the measured data, model and residual, for the initial sample and for the mature sample only of the pile P3, since the model was similar for the rest of piles. The PARAFAC model identified three components. These components were constituted by two principal ones: Component 1 ( $\lambda_{ex} \sim 245$  and  $335$  nm, and  $\lambda_{em} \sim 332$  and  $446$ ), and Component 2 ( $\lambda_{ex} \sim 225$  and  $280$  nm, and  $\lambda_{em} 310$  and  $352$ ), and the secondary Component 3, associated to fulvic acid-like compounds ( $\lambda_{ex} \sim 240$  and  $290$  nm, and  $\lambda_{em} 384$ ) (Fig. 4). Component 1 was associated to aromatic rings present in large organic molecules such as humic acids (Sierra et al., 2005; Ohno and Bro, 2006; Morales et al., 2016), and Component 2 was associated to peptides and proteins containing tyrosine and tryptophan (fluorescent amino residues) (Leenheer and Crouée, 2003; Yamashita and Tanoue, 2003; Morales et al., 2016). Component 3 could be associated also with aromatic rings presented in fulvic acid-like molecules (Leenheer and Crouée, 2003; Morales et al., 2016).

The selection of the number of fluorophores (or components) to construct the model constitutes an important factor to obtain a good model. A large number of fluorophores can

create many mathematical artifices, but a low number may leave important data outside the model. In composting processes, it has been possible to find two or three fluorophores (Marhuenda-Egea et al., 2007). However, for unknown samples the choice of fluorophores is optimized with the value of CORCONDIA, which must be close to 100%. In the PARAFAC model used, the three fluorophores selected provided a value of CORCONDIA of 91.2 %. After reviewing the residuals, it can be confirmed that these three selected components allow to obtain a suitable model for the experimental data.

The changes considered with this technique mainly correspond to the water-soluble fraction. Table 3 shows the contribution of each fraction evaluated (humic and fulvic acid-like C, peptides). Each fraction showed a different evolution, since the fraction associated to Component 1 (humic acid-like C) increased during composting, while the fractions associated to Components 2 and 3 (peptides and fulvic acid-like C) decreased during the process, indicating the generation of humic acid-like compounds throughout composting (Antizar-Ladislao et al., 2006) and the degradation of the initial materials due to microbial activity (Marhuenda-Egea et al., 2007). In addition, the contribution of the Component 2 decreased more rapidly, as the peptides were rapidly metabolized by the microorganisms responsible for the composting process (Marhuenda-Egea et al., 2007). In the measured data, it can be also observed this decrease in the peaks associated with this protein component (Fig. 4). The peptides contained in the raw materials used for the composting mixtures constitute a source of nitrogen easily-available for the microorganisms that participate in the composting process, which degrade rapidly these compounds in the first stages of the composting process.

### **3.4 Quality and economic value of the final composts**

The principal chemical and physical characteristics of the final composts obtained are shown in Table 5. Concerning the parameters used to estimate compost maturity, all the composts fulfilled these indicators, since the values obtained were within the established range (Bernal et al., 2009). The CEC and the ratio CEC/C<sub>T</sub> are parameters usually considered as humification indicators (Bernal et al., 2009). In the final composts, the values of both parameters were higher than those established by different authors (CEC > 67 meq/100 g OM; Iglesias Jiménez and Pérez García, 1992b and CEC/C<sub>T</sub> > 1.9 meq/g C<sub>T</sub>; Iglesias Jiménez and Pérez García, 1992a), indicating an adequate maturity. In addition, the values of the germination index (GI) in all the composts were higher or similar to 60%, fulfilling the criterion that indicates maturity and absence of phytotoxicity in composts (Zucconi et al., 1981).

### 3. Publicaciones

The macronutrient (NPK) concentrations (Table 5) were higher or similar to those found by other authors in studies of composting using municipal solid waste (Jara-Samaniego et al., 2017a; Farrell et al., 2010), sewage sludge (Himananen and Hänninen, 2011, Doublet et al., 2011) and/or agri-food sludge (Morales et al., 2016), and similar to those reported in co-composting experiments with manures and other agro-industrial wastes (Bustamante et al., 2008b, 2012, 2013). P contents were higher in the piles elaborated with SS (P1, P2 and P3), while the contents of K were higher in the pile elaborated using AS (P4). The higher contents of K of P4 has been also found in previous experiments of composting using organic wastes with an agri-food origin (Bustamante et al., 2008b, 2010; Morales et al., 2016).

On the other hand, the physical properties of a material establish its suitability at a physical level for its use as growing medium. In general, the final composts showed adequate physical characteristics as growing medium components for soilless crop production. On the one hand, the values of the bulk density (BD) and the total pore space (TPS) were within the interval suggested for an "ideal substrate" ( $BD \geq 0.40 \text{ g/cm}^3$  and  $TPS > 85\%$ ) (Abad et al., 2001) and the values of the shrinkage practically satisfied the limit established in all the composts ( $< 30\%$ ). On the other hand, the total water holding capacity (TWHC) showed lower values than the optimum value considered (550-800 mL/L), but this fact is according to the values observed of the air capacity, higher than the limiting range established by Abad et al. (2001) (20-30 %). Morales et al. (2016) also reported this aspect in an experiment of co-composting agri-food sludge with different bulking agents. The higher values of air capacity can favour their use as substrate since the lack of aeration is a limiting aspect, but the low TWHC can be solved with frequent irrigation, in small amounts to avoid leaching (Bustamante et al., 2012).

Concerning the economic value of the composts obtained considering their nutritional contents, Table 6 shows the value (€/ton) for each nutrient and the total value in the final composts. The results obtained show that the economic value in these materials is higher than that obtained in other previous studies using composts from municipal solid wastes (Jara-Samaniego et al., 2017a,b), probably due to the higher nutrient content present in sludge (sewage or agri-food sludge). These results show the added-value of the composts, related to their nutritional contents, and the different potential economic value depending on the raw materials used in their preparation.

#### **4. Conclusions**

The results obtained have shown that the co-composting of date palm waste with different types of sludge (sewage and agri-food sludge) is a viable treatment to manage these organic wastes. The suitable development of the process in all the mixtures allowed to achieve conditions for the sanitation of the materials. In addition, the composts obtained showed an additional economic value as a consequence of their high nutrient contents, and good physical characteristics, suitable for their potential use as growing medium and/or growing medium ingredient for soilless crop cultivation. However, the salt contents of these materials, especially in the composts elaborated with the highest proportions of sewage sludge (compost 1 and 2) could be a restricting issue for their agronomical use, so further studies are necessary to optimize the proportion of palm waste in the composting mixture to achieve a reduction of the salinity in the final compost.

#### **5. Acknowledgements**

This work has been financed by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness and by European Regional Development Funds (ERDF, "*Una manera de hacer Europa*"), in the framework of the project "Development of new resources and bioproducts based on residues of palmaceous species oriented to carbon sequestration and mitigation strategies, Palmresource" (Project AGL2013-41612-R).

#### **6. References**

- Abad, M., Noguera, P., Burés, S., 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresour. Technol.* 77, 197-200.
- Abid, W., Magdich, S., Mahmoud I.B., Medhioub, K., Ammar, E., 2016. Date palm wastes co-composted product: an efficient substrate for tomato (*Solanum lycopersicum* L.) seedling production. *Waste Biomass Valor.*, 1-11.
- Agoudjil, B., Benchabane, A., Boudenne, A., Ibos, L., Fois, M., 2011. Renewable materials to reduce building heat loss: characterization of date palm wood. *Energy and Buildings* 43, 491–497.
- Alkoik, F.N., Khalil, A.J., Alqumajan, T., 2011. Performance evaluation of a static composting system using date palm residues. *Middle-East Journal of Scientific Research* 7(9), 972-938.

### 3. Publicaciones

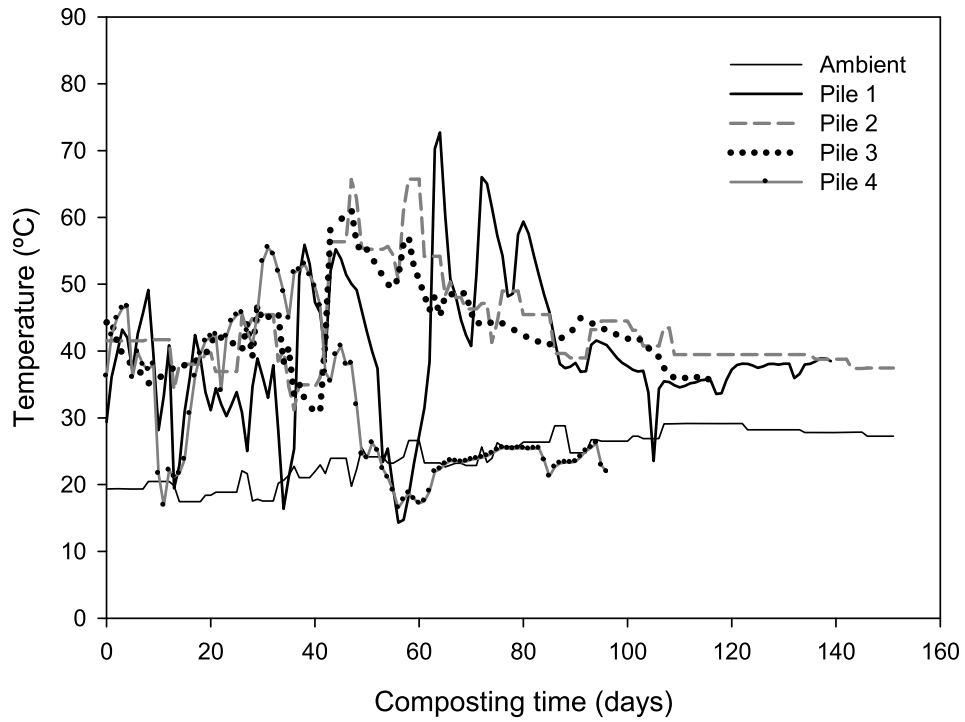
- Antizar-Ladislao, B., Lopez-Reala, J., Becka, A.J., 2006. Investigation of organic matter dynamics during in-vessel composting of an aged coaltar contaminated soil using fluorescence excitation–emission spectroscopy. *Chemosphere* 64, 839–847.
- Banegas, V., Moreno, J.L., Moreno, J.I., García, C., León, G., Hernández, T., 2007. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Manage.* 27, 1317-1327.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444–5453.
- Bernal, M.P., Navarro, A.F., Roig, A., Cegarra, J., García, D., 1996. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biol. Fertil. Soils* 22, 141-148.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Agulló, E., Pérez Murcia, M.D., Abad, M., 2008a. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resour. Conserv. Recy.* 52 (5), 792-799.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R., 2008b. Co-composting distillery wastes with animal manure: carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72, 551-557.
- Bustamante, M.A., Alburquerque, J.A., Restrepo, A.P., de la Fuente, C., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M.P., 2012. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass Bioenergy* 43, 26-35.
- Bustamante, M.A., Restrepo, A.P., Alburquerque, J.A., Pérez-Murcia, M.D., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M.P., 2013. Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. *J. Clean. Prod.* 47, 61-69.
- Bustamante, M.A., Suárez-Estrella, F., Torrecillas, C., Paredes, C., Moral, R., Moreno, J., 2010. Use of chemometrics in the chemical and microbiological characterization of composts from agroindustrial wastes. *Bioresour. Technol.* 101(11), 4068-4074.
- Chandrasekaran, M., Bahkali, A.H., 2013. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera*) fruit processing by-products and wastes using bioprocess technology – Review. *Saudi Journal of Biological Sciences* (2013) 20, 105-120.
- Chen, Y., Yu, F., Liang, S., Wang, Z., Liu, Z., Xiong Y., 2014. Utilization of solar energy in sewage sludge composting: Fertilizer effect and application. *Waste Manage.* 34, 2014–2021.
- Doublet, J., Francou, C., Poitrenaud, M., Houot, S., 2011. Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting; consequences on compost organic matter stability and N availability. *Bioresour. Technol.* 102, 1298– 1307.
- El May, Y., Jeguirim, M., Dorge, S., Trouvé, G., Said, R., 2012. Study on the thermal behavior of different date palm residues. Characterization and devolatilization kinetics under inert and oxidative atmospheres. *Energy* 44, 707–709.
- EN 12176, 1998. Characterization of sludge - Determination of pH-value. European committee for standardization. Brussels, Belgium.
- Farrell, M., Jones, D.L., 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresour. Technol.* 100(19):4301-4310.



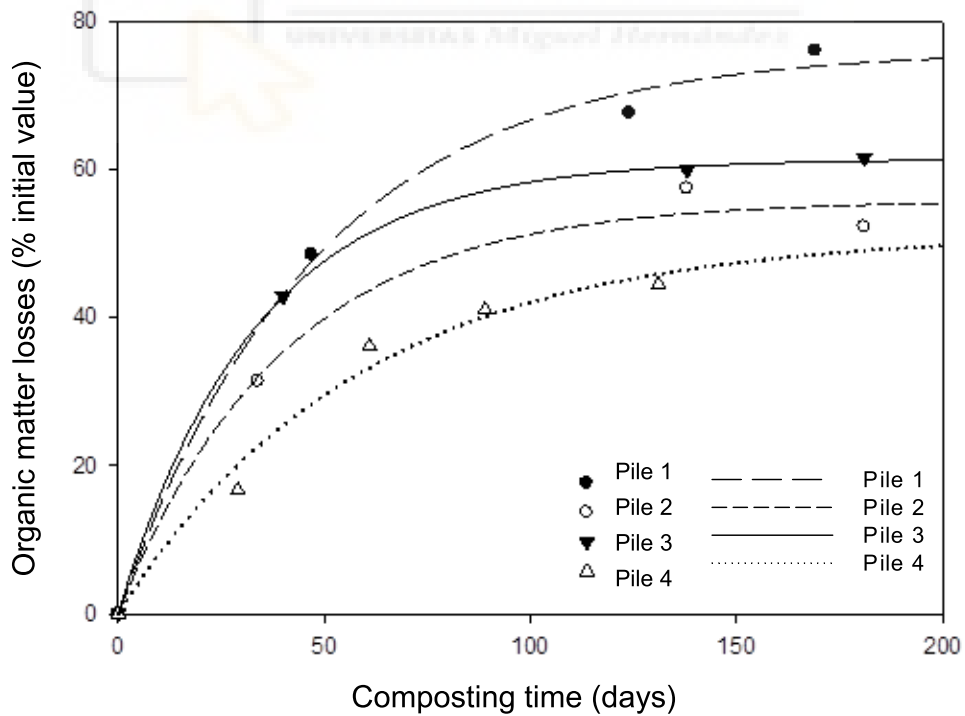
- Himanen, M., Hänninen, K., 2011. Composting of bio-waste, aerobic and anaerobic sludges – Effect of feedstock on the process and quality of compost. *Bioresour. Technol.* 102, 2842-2852.
- Hogg, D., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., Antler, S., 2002. Comparison of Compost Standards within the EU, North America and Australia. *The Waste and Resources Programme (WRAP)*, Oxon.
- Iglesias-Jiménez, E., Pérez-García, V., 1992a. Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some “humification” indexes. *Resour. Conserv. Recycl.* 6, 243–257.
- Iglesias-Jiménez, E., Pérez-García, V., 1992b. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agric. Ecosyst. Environ.* 38, 331–343.
- Jara-Samaniego, J., Perez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Perez-Espinosa, A., Paredes, C., Lopez, M., Lopez-Lluch, D.B., Gavilanes-Teran, I., Moral, R., 2017a. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. *Journal of Cleaner Production* 141, 1349-1358.
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M.D. Bustamante, M.A., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Gavilanes-Terán, I., López, M., Marhuenda-Egea, F.C., Brito, H., Moral, R., 2017b. Development of organic fertilizers from food market waste and urban gardening by composting in Ecuador. *Plos One* 12(7), e0181621.
- Lax, A., Roig, A., Costa, F., 1986. A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant Soil* 94, 349–355.
- Leenheer, J.A., Croué, J.P., 2003. Characterizing dissolved aquatic organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 37, 18A-25A.
- Lim, S.L., Lee, L.H., Wu, T.Y., 2016. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *J. Clean. Prod.* 111, 262-278.
- Marhuenda-Egea, F.C., Martínez-Sabater, E., Jordá, J., Moral, R., Bustamante, M.A., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., 2007. Dissolved organic matter fractions formed during composting of winery and distillery residues: Evaluation of the process by fluorescence excitation-emission matrix. *Chemosphere* 68, 301-309.
- Martin-Mata, J., Marhuenda-Egea, F.C., Moral, R., Torres-Climent, A., Martinez-Sabater, E., Paredes, C., Barber, X., Morales, J., 2015. Characterization of dissolved organic matter from sewage sludge using 3D-fluorescence spectroscopy and chemometric tools. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 46, 188-196.
- Morales, A.B., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Moral, R., Ros, M., Pascual, J.A., 2016. Agri-food sludge management using different co-composting strategies: study of the added value of the composts obtained. *J. Clean. Prod.* 121, 186-197.
- Murphy, K.R., Bro, R., Stedmon, C.A., 2014. Chemometric analysis of organic matter fluorescence. In: *Aquatic Organic Matter Fluorescence*, eds. P. G. Coble, J. Lead, A. Baker, D. M. Reynolds & R. G. M. Spencer, 339-375.
- Ohno, T., Amirbahman, A., Bro, R., 2008. Parallel factor analysis of excitation-emission matrix fluorescence spectra of water soluble soil organic matter as basis for the determination

### 3. Publicaciones

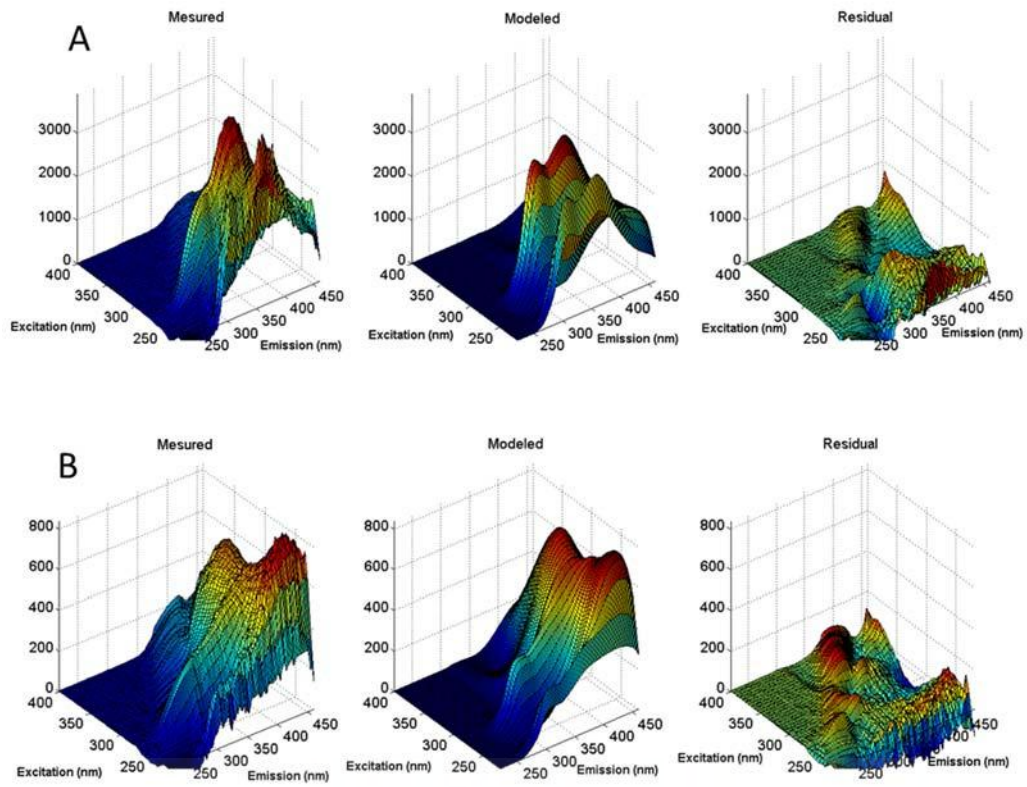
- of conditional metal binding parameters. *Environmental Science & Technology*, 42, 186-192.
- Ohno, T., Bro, R., 2006. Dissolved organic matter characterization using multiway spectral decomposition of fluorescence landscapes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 2028-2037.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fert. Soils* 32(3), 222-227.
- Sadik, M.W., Al Ashhab, A.O, Zahran, M.K., Alsaqan, F.M., 2012. Composting mulch of date palm trees through microbial activator in Saudi Arabia. *International Journal of Biochemistry and Biotechnology*, 1 (5), 156-161.
- Sadik, M.W., El Shaer, H.M., Yakot, H.M., 2010. Recycling of agriculture and animal farm wastes into compost using compost activator in Saudi Arabia. *J. Int. Environmental Application & Science* 5 (3), 397-403.
- Santos, A., Bustamante, M.A., Tortosa, G., Moral, R., Bernal, M.P., 2016. Gaseous emissions and process development during composting of pig slurry: the influence of the proportion of cotton gin waste. *J. Clean Prod.* 112, 81-90.
- Sghairoun, M., Ferchichi, A., 2011. Composting heap palm tree's products in Southern Tunisia. *Journal of Environmental Science and Engineering* 5, 886-889.
- Shak, K.P.Y., Wu, T.Y., Lim, S.L., Lee, C.A., 2014. Sustainable reuse of rice residues as feedstocks in vermicomposting for organic fertilizer production. *Environ.Sci. Pollut. Res.* 21 (2), 1349-1359.
- Sierra, M.M.D., Giovanela, M., Parlanti, E., Soriano-Sierra, E., 2005. Fluorescence fingerprint of fulvic and humic acids from varied origins as viewed by single-scan and excitation/emission matrix techniques. *Chemosphere* 58, 715-733.
- Torres-Climent, A., Gomis, P., Martín-Mata, J., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., Moral, R., 2015. Chemical, thermal and spectroscopic methods to assess biodegradation of winery-distillery wastes during composting. *Plos One* 10(9), e0138925.
- Yamashita, Y., Tanoue, E., 2003. Chemical characterization of protein-like fluorophores in DOM in relation to aromatic acids. *Mar. Chem.* 82, 255-271.
- Yañes, R., Alonso, J.L., Díaz, M.J., 2009. Influence of bulking agent on sewage sludge composting process. *Bioresour. Technol.* 100, 5827-5833.
- Zaid, A. Arias-Jimenez, E. J. 2002. Date palm cultivation. *FAO plant production and protection paper*, 156 rev.1. FAO, Rome.
- Zepp, R.G., Sheldon, W.M., Moran, M.A., 2004. Dissolved organic fluorophores in southeastern U.S. coastal waters: correction method for eliminating Rayleigh and Raman scattering peaks in excitation-emission matrices. *Mar. Chem.* 89, 15-36.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22, 54-57.



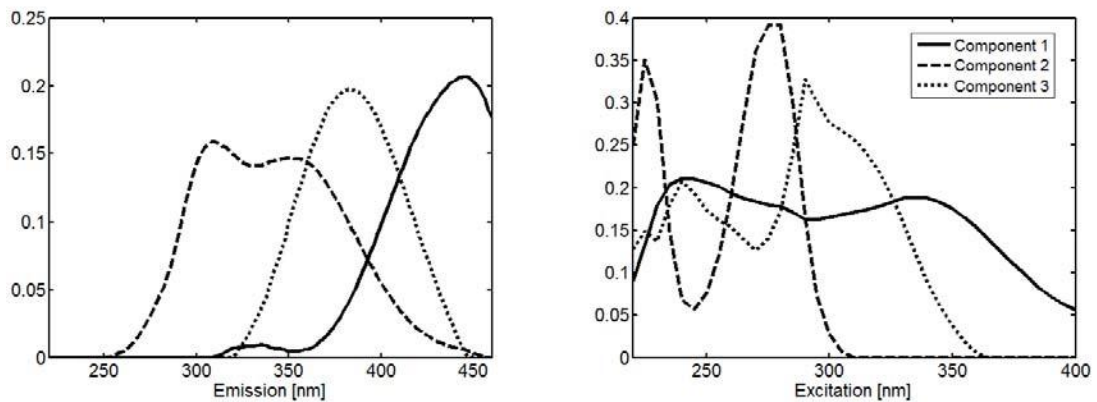
**Figure 1.** Temperature profiles of Pile 1 (72.3% sewage sludge + 27.7 % palm leaves); Pile 2 (67.7% sewage sludge + 32.2 palm leaves); Pile 3 (67.7% sewage sludge + 32.3% palm leaves); Pile 4 (82.5% agri-food sludge + 17.5 % palm leaves).



**Figure 2.** Organic matter losses during the composting of Pile 1 (72.3% sewage sludge 27.7 % palm leaves); Pile 2 (67.7% sewage sludge + 32.2 palm leaves); Pile 3 (67.7% sewage sludge + 32.3% palm leaves); Pile 4 (82.5% agri-food sludge + 17.5 % palm leaves). Lines represent curve-fitting.



**Figure 3.** Comparison of the measured (left), PARAFAC modeled (middle) and residual (right) for the initial sample (A) and maturity sample (B) of the Pile 3 (67.7% sewage sludge + 32.3% palm leaves). a.u.: arbitrary units.



**Figure 4.** Excitation and emission spectra of three EEM components (fluorophores) identified by the PARAFAC model.

**Table 1.** Characteristics (on a dry weight basis) of the initial materials used in the composting piles.

| <b>Parameter</b>         | <b>PL</b> | <b>SS1</b> | <b>SS2</b> | <b>SS3</b> | <b>AS</b> |
|--------------------------|-----------|------------|------------|------------|-----------|
| <b>Dry matter (%)</b>    | 64.9      | 26.1       | 24.5       | 19.0       | 8.20      |
| <b>pH</b>                | 6.8       | 7.1        | 6.8        | 6.1        | 7.2       |
| <b>EC (dS/m)</b>         | 7.3       | 3.3        | 2.1        | 4.4        | 5.1       |
| <b>OM (%)</b>            | 91.4      | 68.7       | 64.8       | 66.8       | 52.4      |
| <b>C<sub>T</sub> (%)</b> | 44.1      | 37.8       | 35.8       | 43.6       | 34.5      |
| <b>N<sub>T</sub> (%)</b> | 2.0       | 5.9        | 5.8        | 5.5        | 3.3       |
| <b>C/N</b>               | 24.2      | 6.4        | 6.2        | 7.9        | 10.4      |
| <b>P (g/kg)</b>          | 1.7       | 17.8       | 27.8       | 26.2       | 5.9       |
| <b>K (g/kg)</b>          | 19.9      | 1.7        | 2.2        | 2.4        | 5.7       |
| <b>Na (g/kg)</b>         | 4.8       | 2.1        | 2.5        | 3.7        | 14.6      |

EC: Electrical conductivity; OM: Organic material; C<sub>T</sub>: Total organic carbon; N<sub>T</sub>: total nitrogen.

PL: palm leaves; SS: sewage sludge; AS: agri-food sludge.

**Table 2.** Exothermic indexes throughout the composting process.

| <b>Parameters</b>                             | <b>Pile 1</b> | <b>Pile 2</b> | <b>Pile 3</b> | <b>Pile 4</b> |
|---|---------------|---------------|---------------|---------------|
| <b>EXI<sup>2</sup> Index (°C<sup>2</sup>)</b> | 77345         | 63838         | 50535         | 46961         |
| <b>Ratio BP/TV<sup>a</sup></b>                | 139/49        | 152/71        | 116/80        | 96/27         |
| <b>Ratio EXI<sup>2</sup>/BP<sup>b</sup></b>   | 556           | 420           | 436           | 489           |

EXI<sup>2</sup>: quadratic exothermic index (quadratic sum of the daily difference between the average temperature of the pile and the ambient temperature).

<sup>a</sup>Ratio BP/TV: Number of days of bio-oxidative phase/number of days with termophilic values (temperature values > 40°C).

<sup>b</sup>Ratio EXI<sup>2</sup> index/BP: values of the EXI<sup>2</sup> index/number of days of bio-oxidative phase.

Pile 1: 72.3% SS1 + 27.7 % PL; Pile 2: 67.7% SS2 + 32.2 PL; Pile 3: 67.7% SS3 + 32.3% PL; Pile 4: 82.5% AS + 17.5 % PL. SS: sewage sludge; AS: agri-food sludge; PL: palm leaves.

### 3. Publicaciones

**Table 3.** Evolution of the physico-chemical parameters and of the main chemical parameters associated to organic matter evolution during composting (dry weight basis).

| <i>Composting phase</i>                    | <i>pH</i> | <i>EC (dS/m)</i> | <i>OM (%)</i> | <i>C<sub>T</sub>/N<sub>T</sub></i> | <i>WSC (%)</i> | <i>Ch<sup>1</sup> (%)</i> | <i>Cf<sup>1</sup> (%)</i> | <i>Peptides<sup>1</sup> (%)</i> |
|--|-----------|------------------|---------------|------------------------------------|----------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------------|
| <b><i>Pile 1: 72.3% SS1 + 27.7% PL</i></b> |           |                  |               |                                    |                |                           |                           |                                 |
| <i>I</i>                                   | 6.40      | 5.3              | 82.4          | 23.1                               | 4.75           | 42.0                      | 22.2                      | 35.7                            |
| <i>T</i>                                   | 6.00      | 8.6              | 70.7          | 11.1                               | 1.69           | 53.0                      | 22.4                      | 24.6                            |
| <i>EB</i>                                  | 6.00      | 10.1             | 60.3          | 9.5                                | 0.76           | 67.4                      | 23.7                      | 8.9                             |
| <i>M</i>                                   | 6.10      | 9.3              | 44.3          | 8.5                                | 0.67           | 68.5                      | 20.9                      | 10.7                            |
| <i>LSD</i>                                 | 0.06      | 0.5              | 4.29          | 1.8                                | 0.33           | 0.2                       | 0.8                       | 1.0                             |
| <b><i>Pile 2: 67.7% SS2 + 32.3% PL</i></b> |           |                  |               |                                    |                |                           |                           |                                 |
| <i>I</i>                                   | 6.70      | 4.7              | 78.6          | 11.6                               | 2.41           | 43.1                      | 20.8                      | 36.1                            |
| <i>T</i>                                   | 6.20      | 6.3              | 71.6          | 11.3                               | 1.38           | 50.0                      | 23.6                      | 26.4                            |
| <i>EB</i>                                  | 5.90      | 9.4              | 61.0          | 9.6                                | 0.85           | 63.6                      | 22.7                      | 13.7                            |
| <i>M</i>                                   | 6.00      | 8.9              | 63.7          | 8.7                                | 0.52           | 58.5                      | 21.7                      | 19.8                            |
| <i>LSD</i>                                 | 0.05      | 0.2              | 2.82          | 0.8                                | 0.92           | 0.2                       | 0.1                       | 0.3                             |
| <b><i>Pile 3: 67.7% SS3 + 32.3% PL</i></b> |           |                  |               |                                    |                |                           |                           |                                 |
| <i>I</i>                                   | 6.60      | 5.0              | 80.4          | 15.1                               | 2.24           | 32.8                      | 20.6                      | 46.6                            |
| <i>T</i>                                   | 6.20      | 8.1              | 70.1          | 11.5                               | 1.53           | 54.8                      | 22.3                      | 22.9                            |
| <i>EB</i>                                  | 6.30      | 9.6              | 62.2          | 9.4                                | 0.87           | 66.0                      | 22.7                      | 11.3                            |
| <i>M</i>                                   | 6.10      | 7.8              | 61.5          | 9.7                                | 0.57           | 61.5                      | 20.5                      | 18.0                            |
| <i>LSD</i>                                 | 0.10      | 0.3              | 1.44          | 1.71                               | 0.37           | 1.4                       | 1.0                       | 0.2                             |
| <b><i>Pile 4: 82.5% AS + 17.5% PL</i></b>  |           |                  |               |                                    |                |                           |                           |                                 |
| <i>I</i>                                   | 7.40      | 5.7              | 80.8          | 16.0                               | 1.14           | 40.5                      | 9.5                       | 50.0                            |
| <i>T</i>                                   | 7.50      | 6.5              | 77.9          | 14.7                               | 1.01           | 46.6                      | 9.3                       | 44.1                            |
| <i>EB</i>                                  | 7.50      | 7.9              | 71.3          | 11.6                               | 0.89           | 54.5                      | 14.9                      | 30.6                            |
| <i>M</i>                                   | 7.40      | 8.3              | 70.1          | 12.0                               | 0.87           | 59.3                      | 13.4                      | 27.3                            |
| <i>LSD</i>                                 | 0.04      | 0.22             | 0.86          | 0.59                               | 0.50           | 8.7                       | 8.6                       | 12.4                            |

<sup>1</sup>Relative percentage in relation to the total sum of the three fractions (Cf, Ch and peptides). EC: electrical conductivity; C<sub>T</sub>: total organic carbon; N<sub>T</sub>: total nitrogen; OM: organic matter; WSC: water-soluble carbon; Ch: humic acid-like carbon; Cf: fulvic acid-like carbon. I: initial phase of composting; T: thermophilic phase of composting; EB: end of the bio-oxidative phase; M: maturity phase.

LSD: least significant difference at  $P < 0.05$ .

**Table 4.** Parameter values obtained (standard deviation in brackets) after fitting organic matter losses to a first-order kinetic function (OM losses (%) =  $A(1 - e^{-kt})$ ).

| Parameters    | A            | k               | RMS   | F-values |
|---------------|--------------|-----------------|-------|----------|
| <b>Pile 1</b> | 76.13 (2.94) | 0.0208 (0.0028) | 6.68  | 517***   |
| <b>Pile 2</b> | 55.78 (2.76) | 0.0250 (0.0049) | 10.32 | 195***   |
| <b>Pile 3</b> | 61.37 (0.37) | 0.0299 (0.0008) | 0.22  | 1092**   |
| <b>Pile 4</b> | 51.31 (5.67) | 0.0171 (0.0042) | 7.57  | 184***   |

A: maximum degradation of OM (%C); k: rate constant (d<sup>-1</sup>); RMS: residual mean square. \*\*\*: Significant at P < 0.001.

Pile 1: 72.3% SS1 + 27.7 % PL; Pile 2: 67.7% SS2 + 32.2 PL; Pile 3: 67.7% SS3 + 32.3% PL; Pile 4: 82.5% AS + 17.5 % PL. SS: sewage sludge; AS: agri-food sludge; PL: palm leaves.

**Table 5.** Main chemical and physical properties of the final composts.

|  | PILE 1 | PILE 2 | PILE 3 | PILE 4 |
|--|--------|--------|--------|--------|
| <i>MATURITY PARAMETERS</i>                     |        |        |        |        |
| <b>CEC (MEQ/100G MOT)</b>                      | 84     | 196    | 136    | 179    |
| <b>CEC/C<sub>T</sub> (MEQ/G C<sub>T</sub>)</b> | 1.24   | 4.10   | 2.70   | 3.51   |
| <b>GI (%)</b>                                  | 60     | 114    | 68     | 87     |
| <i>NUTRIENT CONTENTS</i>                       |        |        |        |        |
| <b>N<sub>T</sub> (G/KG)</b>                    | 35     | 35     | 32     | 30     |
| <b>P (G/KG)</b>                                | 13.9   | 15.5   | 16.3   | 5.4    |
| <b>K (G/KG)</b>                                | 14.6   | 14.8   | 14.2   | 23.5   |
| <i>PHYSICAL PROPERTIES</i>                     |        |        |        |        |
| <b>BULK DENSITY (G/CM<sup>3</sup>)</b>         | 0.20   | 0.20   | 0.22   | 0.17   |
| <b>TPS (%)</b>                                 | 90.2   | 89.6   | 88.7   | 89.9   |
| <b>SHRINKAGE (%)</b>                           | 15.3   | 30.7   | 28.9   | 24.4   |
| <b>TWHC (ML WATER/L)</b>                       | 313    | 413    | 449    | 333    |
| <b>AIR CAPACITY (%)</b>                        | 58.8   | 48.3   | 43.8   | 56.6   |

CEC: cation exchange capacity; C<sub>T</sub>: total organic carbon; GI: Germination index; N<sub>T</sub>: total nitrogen; BD: Bulk density; TPS: total pore space; TWHC: total water holding capacity.

Pile 1: 72.3% SS1 + 27.7 % PL; Pile 2: 67.7% SS2 + 32.2 PL; Pile 3: 67.7% SS3 + 32.3% PL; Pile 4: 82.5% AS + 17.5 % PL. PL: palm leaves; SS: sewage sludge; AS: agri-food sludge.

### 3. Publicaciones

**Table 6.** Economic value of each compost considering the nutrient content (€/ton) (N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> and K<sub>2</sub>O).

| <b>Nutrient<sup>a</sup></b>       | <b>Pile 1</b> | <b>Pile 2</b> | <b>Pile 3</b> | <b>Pile 4</b> | <b>Average</b> |
|-----------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------------|
| <b>Total N</b>                    | 11.8          | 11.7          | 10.7          | 10.0          | 11.1           |
| <b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b> | 35.5          | 39.6          | 41.6          | 13.8          | 32.6           |
| <b>K<sub>2</sub>O</b>             | 5.36          | 5.43          | 5.21          | 8.63          | 6.16           |
| <b>Total combined value</b>       | 52.7          | 56.7          | 57.6          | 32.4          | 49.8           |

<sup>a</sup>The economic value of the nutrient contents has been calculated considering a 25% of fresh matter in the composts.

Pile 1: 72.3% SS1 + 27.7 % PL; Pile 2: 67.7% SS2 + 32.2 PL; Pile 3: 67.7% SS3 + 32.3% PL; Pile 4: 82.5% AS + 17.5 % PL. SS: sewage sludge; AS: agri-food sludge; PL: palm leaves.

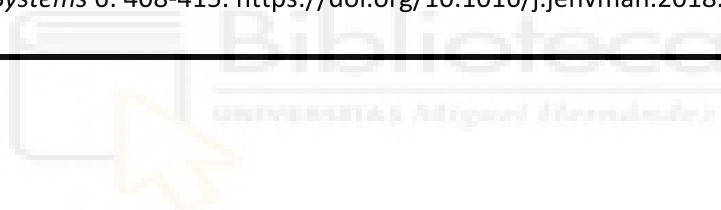




**3.3. PRODUCTION OF SPINACH IN INTENSIVE MEDITERRANEAN HORTICULTURAL SYSTEMS CAN BE SUSTAINED ON ORGANIC-BASED FERTILIZERS WITHOUT YIELD PENALTIES AND LOW IMPACTS. 2019**

Vico, A., Sáez, J.A., Pérez-Murcia, M.D., Martínez-Tomé, J., Pérez-Espinosa, A., Andreu, J., Agulló, E., Bustamante, M.A., Sanz-Cobeña, A., Moral, R. *Agricultural Systems* 6: 408-415. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.035>.

---





## **Abstract**

Agricultural production of leafy vegetables in Mediterranean countries aims to achieve high yields without elevated nitrate contents in the edible parts. This implies an adjusted nutrient management, especially of N, in irrigated horticultural systems under semiarid conditions. These horticultural systems are highly relevant in SE Spain from an economic perspective. However, the management of N fertilizer, generally applied in large amounts (150-250 kg N/ha in a split application), could trigger losses of reactive N to the environment. The use of novel fertilizers may allow this goal to be achieved but should also help to decrease the environmental impacts of production, thus achieving C-neutral horticultural systems through (e.g.) enhancement of C stocks and greenhouse gases (GHG) emission abatement. In this experiment, eight different fertilizing scenarios at a normalized N application rate of 150 kg N ha<sup>-1</sup> were assessed in terms of crop yields, nutrients uptake, C stocking capacity, and yield-scaled GHG emissions. Inorganic NPK fertilizers, digestates, biosolids, composts, and vermicomposts were included among this set of fertilizers. Our results show that organic-based stabilized materials, especially composts, lowered the NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration in spinach leaves, in comparison to organic raw materials and synthetic fertilizer. They also produced yields similar to those of slow-release synthetic fertilizers, but with a significant increase in soil organic C 61 days after application. In general, N<sub>2</sub>O emissions were positively affected by the treatments. Nevertheless, direct N<sub>2</sub>O emissions were generally low (the highest emission factor, 0.13, being for the biosolid treatment) due to the combined mitigating effect of both the edapho-climatic conditions and the management practices. In general, cumulative CO<sub>2</sub> emissions were high in all organic scenarios compared to the control treatment (299 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>), the highest values being observed in the treatment with biosolid (589 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>), probably due to differences in the labile organic C contents. In conclusion, some of the organic-based treatments showed multiple positive effects: on crop quality (i.e. leaf N content), crop yields, and GHG mitigation potential. Based on our results, the use of these materials represents an optimized N fertilizer strategy to help achieve a circular economy, by closing nutrient loops and decreasing the environmental impacts of horticultural production systems in semiarid regions of southern Europe.

**Keywords:** spinach, GHG mitigation, yield-scaled N<sub>2</sub>O, nutrients uptake, C stocks

#### 1. Introduction

Production of leafy vegetables has increased all over the world in the last two decades (FAOSTAT, 2019), mostly as a response to population growth and changes in diet patterns. Spain is one of the most productive countries, with a total production of 60.8 kt in 2014 and an average of 19.0 t ha<sup>-1</sup>, higher than the EU average (17.4 t ha<sup>-1</sup>; FAOSTAT, 2017). The presence of nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) in tissues of leafy horticultural crops can induce important health problems due to the poisoning effect of the conversion of vegetable-borne NO<sub>3</sub><sup>-</sup> to methaemoglobin-producing nitrite (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) after ingestion (Archer, 1989; Fan and Steinberg, 1996). In order to maximize the health benefits of eating vegetables, agronomic measures should be adopted to limit their concentrations of both NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and NO<sub>2</sub><sup>-</sup> while maintaining the recommended vegetable intake. In the particular case of spinach, a limit of < 3500 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> kg<sup>-1</sup> f.w. was established by the EU Commission to prevent hazards (Regulation No 1258/2011 of 2 December 2011; EFSA, 2008). Accordingly, several authors have proposed a decreased N application rate and the use of slow release synthetic fertilizers to fulfill these targets.

The continuous growth of intensive cropping systems in Mediterranean areas has side-effects in the form of associated environmental impacts due (e.g.) to land use change, soil erosion, overexploitation of natural resources, groundwater pollution and the emission of greenhouse gases (GHG) (Mattsson et al., 2000). Moreover, agri-food systems are responsible of around 21-37% of the global GHG emissions (IPCC, 2019), the production, transport and application of fertilizers being one of the main sources of these emissions. In the case of the fertilization of agricultural soils, more than 70% of the direct emission of N<sub>2</sub>O comes from this activity (Sutton et al., 2011). Intensified horticulture does not normally produce a positive balance of soil organic C (SOC) due to the conjunction of systematic decreases in exogenous C forms and frequent plowing (Smith et al., 1999). These management factors, added to the natural oxidizing conditions of most Mediterranean agricultural soils, lead to a net mineralization as the main N-transforming process of these soils. Mineralization of organic matter could trigger the release of reactive N compounds suitable as substrates in the nitrification process. In a recent case study focusing on the Mediterranean coastal regions of Spain, Pardo et al. (2017) estimated an increase in soil C of 0.13 Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> (total SOC accumulation of 10 Tg C after 100 years) if the entire agricultural surface area were amended with available, underutilized exogenous organic materials (EOM) (urban waste and composted agroindustrial by-products). Aguilera et al. (2013b) also reported, in a meta-analysis, that adequate management of soil C could be the driving force

for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems, the highest net C sequestration rates being observed with solutions oriented in organic farming. In the case of GHG emissions from fertilized horticultural systems in Mediterranean regions, Sanz-Cobena et al. (2017), in a review of strategies for GHG mitigation in Mediterranean agriculture, proposed adjusted N fertilization as the most effective strategy to abate N<sub>2</sub>O emissions (by up to 50%) without a negative effect on yield. Additionally, more studies under Mediterranean conditions and particularly in the case of horticultural crops, because of the scarcity of data, need to be carried out to confirm recent findings in the meta-analyses of Cayuela et al. (2017) and Aguilera et al. (2013b). Both proposed a two times lower N<sub>2</sub>O emission factor (EF) for Mediterranean agricultural systems under certain management practices and conditions.

Other side-effects (i.e. different from direct GHG emissions) of applying organic fertilizers have to be incorporated into an integrated assessment of any fertilizing strategy (Sanz-Cobena et al., 2017). This is the case of the release of nutrients such as N and P, which may trigger negative environmental side-effects in the form of (e.g.) eutrophication (Lassaletta et al., 2012) and loss of organic matter, negatively affecting the soil structure and thus increasing the risk of soil erosion. Therefore, an adjusted management of agrosystems in terms of nutrients and organic-based fertilization is necessary to avoid imbalances or over-fertilization with nutrients such as P, especially considering the widespread use of N as the main criterion to fix fertilizer application rates, even in the case of composts with very low mineralization rates (Toor et al., 2006).

In addition, the incorporation of organic waste materials has been encouraged by the increasing necessity to restrict disposal of organic-rich materials in landfills. A wide range of organic materials, in raw or stabilized forms (named as amendments, fertilizers, or biofertilizers), are available commercially nowadays and this market is expected to grow, considering the recent EU legislation package on the circular economy (EU, 2016) that promotes and harmonizes the use of fertilizing products from organic sources or secondary raw material. An integrated assessment must be carried out to ascertain the potential of different organic-based fertilizing strategies for leafy vegetables to reach the dual goals of lower nitrate contents in edible parts and enhanced mitigation of specific components of the total GHG budget of Mediterranean fertilized cropping systems (N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions and C sequestration). The objective of this study was to evaluate the effects of different kinds of fertilization, normalized to an application rate of 150 kg N ha<sup>-1</sup>, on i) crop yield, nutrient

### 3. Publicaciones

uptake, and  $\text{NO}_3^-$  concentration in spinach (*Spinacia oleracea*) under intensive horticultural practices and Mediterranean conditions; ii) the SOC balance and soil quality; and iii) the net GHG balance of the entire system.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Experimental design

A field experiment was carried out in spring 2016 - at the SME Hermanos Lucas SL facilities in Librilla-Murcia, Spain (N 37°53'16"; 37°55'01.9"N, 1°17'16.8"W; 180 m.a.s.l) - to study the effects of several fertilizing practices in an intensive horticultural crop. The soil is classified as a calcareic fluvisol (IUSS, 2014), with a clay-loam texture. The main characteristics of the 0-30 cm soil layer are shown in Table 1. The climate in the area is warm semiarid. The average temperature was 17.2°C (max 23.2°C, min 10.9°C), average relative humidity 46.75%, and total rainfall 62.5 mm (recorded in 8 events) within the experimental period (61 days) (Fig. 1). Weather information was obtained from a meteorological station belonging to the SIAM-IMIDA (Murcia) and located at the experimental site.

A randomized complete block design with four replicates was established. Eight fertilizing treatments were applied in small plots (2 m x 10 m) according to a normalized N application rate of 150 kg total N ha<sup>-1</sup>. The field experiment was designed and carried out aiming to reflect the most common agroecosystem used in the region for the production of leafy vegetables. This system covers around 5000 ha for spinach in Spain, representing 12% of EU production, mostly for exportation. The treatments applied and their main characteristics are summarized in Table 1. The treatments were: NPK, inorganic NPK fertilizer 15-15-15; NPK+DMPP, inorganic NPK slow release fertilizer with ENTEC Nitrofoska® plus the nitrification inhibitor (NI) 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP); BCompost, binary compost with biosolid-*Phoenix dactilifera* trunk; BCompost, binary compost with biosolid-*Phoenix dactilifera* leaf prunings; GCompost, compost from urban xerogardening –grass-shrubs, *Morus alba*, *Tipuana tipa*, VCowCompost, vermicompost from cow manure; DI, digestate from an anaerobic digester fed with 30% pig slurry and 70% sludge from a tomato processing plant; WWTPBiosolid, biosolid from a wastewater treatment plant in Orihuela-Alicante. A treatment without any fertilization was included as a control (B). All treatments were selected because of their potential agro-environmental interest but, in the particular case of NPK+DMPP, it was primarily chosen as this is the fertilizer applied in most leafy

vegetables production systems in the region (60-75% of total fertilizer use). The fertilizers were surface-applied and then mixed (0-10 cm depth) with a rotovator. Spinach (var. Shrike RZ F1, with resistance to *Peronospora farinosa f.sp. Spinaciae*) was sown (1-1.5 cm depth) in all plots on February 27<sup>th</sup> 2016, resulting in a plant density of 150,000 plants ha<sup>-1</sup>, and harvested on April 27<sup>th</sup> 2016. Drip irrigation was applied at a total rate of 2470 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, using 4 L h<sup>-1</sup> drippers at 111 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> hr<sup>-1</sup>. The total irrigation was 72 L m<sup>-2</sup>, with an increased rate of 2.38 L m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> after day 40 due to plant requirements and climatic conditions (Fig. 1). The main characteristics of the irrigation water were pH, 8.64±0.02; electrical conductivity (EC), 2.96±0.05 dS m<sup>-1</sup>; Na, 0.24±0.02 g L<sup>-1</sup>. According to the Ayers and Westcot (1985) guidelines, there is a moderate-high risk of salinization, without infiltration risks due to the Na to Ca-Mg ratio. Pest control was performed according to integrated control standards, including *Bacillus thuringiensis* and Lambda cihalotrin for lepidopterans, acetamiprid for *Aphis* sp., and Propamocarb + Fosetil for mildew (*P. farinosa*).

## **2.2 Soil and plant analysis**

The effects of the organic amendments on physico-chemical, chemical, and microbiological soil properties, as well as the residual effects of the treatments after harvest (0 and 61 days after application), were evaluated by collecting topsoil samples (20 cm depth). For each replicate of each treatment, a composite soil sample was obtained by combining and mixing five spatially distributed cores. Each soil sample was sieved to 2 mm, after removal of vegetation, bigger roots, and stones, and divided into two sub-samples: one was stored at 4°C for microbial biomass and soil respiration determinations, while the other was air-dried and used for the other measurements. The pH and EC of the soil samples were measured in extracts with a 1:2.5 and 1:5 soil:water (w/v) ratio, respectively (Bustamante et al., 2007). Active calcium carbonate in soil was measured by titration of a 0.2 N ammonium oxalate extract (1:100 w/v) with 0.1 N KMnO<sub>4</sub>. Soil texture was measured by the Bouyoucos densimeter method and oxidizing organic C (Coxo) by the Walkley and Black modified method (Yeomans and Bremner, 1989). Organic C (Corg) and the distinct forms of N (total Kjeldahl, nitrate, and ammonium nitrogen) were analyzed in soil samples according to the methods used by Bustamante et al. (2007). Available P was determined colorimetrically by the method of Olsen et al. (1954). The physico-chemical and chemical characteristics of the organic amendments used in the experiment were determined according to the methods described by Paredes et al. (2015). All analyses were made in triplicate.

### 3. Publicaciones

Crop yield was determined by cutting and weighing all the aerial biomass of spinach in each subsample. Dry matter was determined by drying plant samples in an oven at 45°C to constant weight. The mineral composition of the plants was determined in the HNO<sub>3</sub>–HClO<sub>4</sub> digestion extract. Carbon and N in tissue samples were determined in an automatic elemental microanalyser (EuroVector Elemental Analyser, Milan, Italy). Nutrient extraction (N, P) and C fixation in plant aerial tissues were determined and expressed as kg ha<sup>-1</sup> in order to establish the overall effect of the treatments, including unbalanced effects in plants (Table 3). Nitrate in fresh leaves was determined according to the European Union (2006) regulation and the EN12014-4:2005 Standard Reference (ENC, 2005). Nitrogen use efficiency (NUE; expressed as the percentage of fertilizer N applied that was taken up in the spinach) was calculated using the N difference method, with the total N of the unfertilized treatment as the control (López-Bellido et al., 2005). Phosphorus use efficiency (PUE) was calculated in the same manner. The samples were analyzed in triplicate.

#### 2.3 GHG measurements

Sampling for GHG (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O) fluxes was carried out during the experimental period (at 0, 1, 4, 7, 12, 19, 26, 33, 40, 47, 54 and 61 days), using opaque static chambers (18.3 L, 0.108 m<sup>2</sup>). After sealing, gas samples were taken at 0, 30, and 60 minutes from the headspace of each chamber, with 80-mL syringes fitted with 3-way stopcocks, and transferred to pre-evacuated vials sealed with a gas-tight neoprene septum, appropriate for analysis by gas chromatography (GC) (Abalos et al., 2013; Viguria et al., 2015). The samples were taken in the same time interval every sampling day (10–12 a.m.) to minimize any effects of diurnal variation on the emissions. The concentrations of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O in the gas samples were determined by GC, using an HP-6890 gas chromatograph (Agilent Technologies; Barcelona, Spain). Three gas standards comprising a mixture of gases (high standard with 1500 ± 7.50 ppm CO<sub>2</sub>, 10 ± 0.25 ppm CH<sub>4</sub>, and 2 ± 0.05 ppm N<sub>2</sub>O; medium standard with 600 ± 5.50 ppm CO<sub>2</sub>, 5 ± 0.15 ppm CH<sub>4</sub>, and 1.5 ± 0.03 ppm N<sub>2</sub>O; and low standard with 200 ± 1.00 ppm CO<sub>2</sub>, 1 ± 0.05 ppm CH<sub>4</sub>, and 1000 ± 25 ppb N<sub>2</sub>O) were used to determine a standard curve for each gas (Sanz-Cobena et al., 2014). The flux rates of N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, and CO<sub>2</sub> were calculated from the change in the chamber gas concentration during the 60-minute period in which the chambers were closed. The linearity of gas diffusion into the headspace over this closure period was previously determined, and each flux could be calculated from a single determination at the end of the closure period by considering the chamber volume and soil surface (Van Cleemput and Boeckx, 2005). Cumulative gas



emissions during the experimental period were calculated as proposed by Menéndez et al. (2006), by multiplying the mean flux of two successive determinations by the length of the period between samplings and adding that amount to the previous cumulative total. The direct N<sub>2</sub>O EF was estimated - considering that this estimation only refers to the experimental period, as reported in previous studies (Sanz-Cobena et al., 2014; Recio et al., 2018) - using the equation proposed by Velthof and Mosquera (2011), which is in line with the IPCC method and refers to the sum of the N<sub>2</sub>O emitted (discounting N<sub>2</sub>O losses from the control soil) per unit of N applied (%). Yield-scaled N<sub>2</sub>O emissions were calculated based on van Groenigen et al. (2010), considering total N uptake (i.e. by grain and straw) and cumulative N<sub>2</sub>O and NO emissions, respectively. The calculation of GWP of different treatments aimed to show the relative weight of each component of the GHG balance (i.e. N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) based on their individual GWP. This is particularly relevant in agricultural systems where non-CO<sub>2</sub> emissions are driving the overall GHG budget of the agroecosystem itself.

#### **2.4 Statistical analysis**

The analytical determinations were performed in triplicate. The data distribution normality of the GHG fluxes, soil NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and DOC was verified using the Kolmogorov–Smirnov test. In some cases, the data were log-transformed before analysis. The Least Significant Difference (LSD) test was used for multiple comparisons between the means. Analyses of variance at P < 0.05 were performed for all variables over the experiment (except climatic ones). Differences between treatments were analyzed using Tukey B contrast (P < 0.05). For non-normally distributed data, the Kruskal–Wallis test was used on non-transformed data to evaluate differences at P < 0.05. Schaich–Hamerle's analysis was also conducted as a post hoc test. Data analysis was carried out using the SPSS v. 21.0 statistical software package. Analyses of variance at P < 0.05 were performed for all variables over the experiment (except climatic ones). Differences between treatments were analyzed using Tukey B contrast (P < 0.05). Data analysis was carried out using the SPSS v. 21.0 statistical software package.

### **3. Results**

#### **3.1 Crop yield, carbon fixation, and nutrients uptake by spinach**

The spinach yield (f.w.) ranged between 32.2 and 50.5 t ha<sup>-1</sup>, similar to those commonly achieved by farmers in the region (Table 2). The crop yield was highest in DI and

### 3. Publicaciones

VCowCompost plots. A residual fertilizing effect was noticed for the control treatment, its yield being statistically similar to those of WWTPBiosolid and compost from urban gardening (GCompost) (Table 2, Fig. 6). No significant differences were observed among the yields of fields fertilized with composted materials (BCompost-BLCompost-GCompost). Statistical differences were not observed between the synthetic fertilizers, with or without slow release properties. In general, the crop yields obtained in soils treated with organic-based fertilizers were similar to those under conventional management (treatments NPK or NPK+DMPP). The  $\text{NO}_3^-$  concentration in spinach leaves was highest for the organic-based fresh amendments (DI/WWTPBiosolid). Synthetic forms of N fertilizer (NPK and NPK+DMPP) induced lower  $\text{NO}_3^-$  concentrations than VCowCompost and BLCompost, while GCompost gave the lowest value.

Fixation of atmospheric C by spinach was positively correlated with crop yield, with no significant effect of the fertilizing treatments on the C concentration in the edible part (data not shown). Nitrogen extraction by plants ranged from 95 to 170 kg N ha<sup>-1</sup>, for control and DI, respectively (Table 3). The NUE values reported the higher efficiency for DI and VCowCompost, composts BCompost and GCompost having similar values. The lowest NUE values were obtained for NPK and WWTPBiosolid. The use of DMPP produced a two-fold increase in NUE. For P, low extraction rates were obtained (9.4 to 17.7 kg P ha<sup>-1</sup>). All treatments but WWTPBiosolid enhanced the pool of available P in soil at the beginning of the experiment. This was significant for vermicompost (VCowCompost), showing a value 4-times higher than that of the control and close to double those of the other treatments. The total P content of the amendments was highest for WWTPBiosolid and similar for BLCompost, BCompost, and GCompost (16.2, 13.1, and 8.8 g kg<sup>-1</sup>, respectively, Table 1). The values of PUE were lower than 10.1%, resulting in a net P accumulation in soils.

#### 3.2 Organic C and nutrients concentrations in soil

The stabilized materials (composts and vermicompost) were the only ones that enhanced the SOC at t=0 days, by around 1.63 to 3.93 kg C/t soil, directly related to their high contents of plant wastes (Fig. 2). The fresh organic amendments (WWTPBiosolid and DI) did not significantly increase the C stock of the soil, compared to the inorganic fertilizers or control. After 61 days, the SOC varied significantly in comparison to t=0. It had decreased in the control and NPK+DMPP scenarios. However, BLCompost increased the SOC significantly, as did the NPK treatment, without any input of exogenous C. A decrease in the SOC was detected for WWTPBiosolid and DI. For the composts and vermicompost, the SOC also decreased from the initial values.

The Kjeldahl N (organic and ammonium N) was statistically enhanced by all the treatments, except WWTPBiosolid, compared to the control. All the composts and the vermicompost produced increases similar to those of the synthetic fertilizers (NPK and NPK+DMPP), around 0.25-0.39 g N kg<sup>-1</sup> soil. The DI treatment showed a lower value (0.15 g N kg<sup>-1</sup>). At the end of the experiment, BCompost, BLCompost, and GCompost were the only treatments showing enough buffering capacity to maintain higher mineral N values compared to the control. Nitrate was increased by the treatments in the following sequence: B = NPK < VCowCompost = WWTPBiosolid = NPK+DMPP < GCompost < DI = BCompost < BLCompost. Application of NPK led to a lower input of N in the form of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> compared to NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (20 vs 130 g N kg<sup>-1</sup>), while NPK+DMPP had a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ratio close to 1 (99 vs 111 g N kg<sup>-1</sup>). Addition of the composts led to the highest amounts of soil NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, probably associated with their high maturity, especially for BLCompost. The NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration declined significantly during the experimental period, with the exception of treatment NPK. The decrease was largest for VCowCompost and GCompost.

All the treatments except WWTPBiosolid enhanced the pool of available P (Table 4) immediately after fertilization. This was particularly true for vermicompost (VCowCompost), which gave a value four-times higher than that of the control and close to two-times higher than for the other treatments. The total P content was highest for WWTPBiosolid and similar for BLCompost, BCompost, and GCompost. Also, for DI the available P was similar to that of the other treatments but the total content was significantly lower. The concentration of available P at the end of the experiment was lower in all scenarios, but the reduction was more noticeable in plots treated with synthetic fertilizers or DI, when compared to composts and vermicompost.

### **3.3 GHG emissions, yield-scaled N<sub>2</sub>O emissions, and GWP**

The daily N<sub>2</sub>O emissions were positively affected by all the treatments except VCowCompost and GCompost (Fig. 3a). The cumulative emissions of this GHG were low in all cases, the highest value being for WWTPBiosolid (0.19 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, Table 5). Although calculated only for the experimental period, this is equivalent to an N<sub>2</sub>O EF of 0.13. Comparison of this EF with that estimated by Cayuela et al. (2017) for Mediterranean cropping systems should be done with care as some overestimation of our fluxes could have arisen due to the occurrence of higher fluxes in the measurement period (due to emissions driven by N fertilization). However, it is important to highlight that our fluxes were even lower than those reported elsewhere for this type of agroecosystem, even despite the

### 3. Publicaciones

possible overestimation in our experiment. The measurements on day 40 were affected by the sampling conditions, related to significant rainfall. The N<sub>2</sub>O fluxes and soil respiration were increased on day 10, correlated with enhanced soil moisture due to a rainfall event ( $P < 0.05$ ). The highest yield-scaled N<sub>2</sub>O emissions were measured for WWTPBiosolid, followed by NPK, compared to the other fertilizing scenarios (Fig. 4).

A sink effect on the daily CH<sub>4</sub> fluxes was observed for almost all treatments (Fig. 3b). The same occurred with the cumulative emissions, with the exception of the control and WWTPBiosolid soils. The intensity of this sink process was higher in the last part of the experiment (40-61 days).

Soil respiration (i.e. CO<sub>2</sub> fluxes) was low ( $< 1000 \text{ mg C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ ) in the first 40 days (Fig. 3c). The emissions were significantly increased, especially for WWTPBiosolid. Compared with the control, the cumulative CO<sub>2</sub> emissions were higher in all fertilized plots, except for DI and NPK (Table 5). These fluxes were highest in soils treated with WWTPBiosolid and lowest for DI, probably due to differences in the labile organic C content. The daily CO<sub>2</sub> fluxes were not higher than  $6 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ , peaking on day 55 after treatment application.

The VCowCompost and GCompost treatments produced a negative GWP (Figure 5), significantly lower than for NPK, DI, and WWTPBiosolid and statistically equal to the control. The fresh or non-stabilized organic amendments and non-specialized inorganic fertilizers produced significant N losses as N<sub>2</sub>O; however, only WWTPBiosolid gave significant increases compared to the control (up to 6-times higher than the nearest treatment in terms of GWP).

## 4. Discussion

### 4.1. Effect of organic fertilizers on crop yield and nutrients uptake by plants

The organic fertilizers produced crop yields that were similar to or higher than those of the synthetic ones. In the case of the former, those with a lower content of available N (e.g. VCowCompost or DI) increased the crop yield the most - probably due to a better distribution and homogenization of nutrients in the rhizosphere, associated with the application of a greater amount of amendment in order to achieve the N application rate of  $150 \text{ kg N ha}^{-1}$ . The opposite was observed for the synthetic fertilizers, possibly due to their physical formulation (crystalline or granular) and/or the use of a NI (DMPP) in NPK+DMPP. Although NIs are generally commercialized under the assumption that their use might benefit farmers

due to an increased NUE (based on a supposed enhancement of available N -from delayed nitrification- suitable for uptake by plants and its timely placement in the rhizosphere), Abalos et al. (2014) concluded, in a review based on a global meta-analysis, that NIs may increase crop yields, overall, by only around 4% with no statistical differences from the absence of inhibitors.

Nitrate accumulated in the leaf tissues of the spinach plants, ranging between 280 and 1906 mg kg<sup>-1</sup> f.w. This is in accordance with Iammarino et al. (2014), who reported 182-2292 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> kg<sup>-1</sup> in fresh spinach from seven Italian regions. In our experiment, the fresh amendments led to the highest NO<sub>3</sub><sup>-</sup> accumulation in plant leaves. Nevertheless, these values are below the limit established by the EU Commission to prevent hazards (i.e. < 3500 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> kg<sup>-1</sup> spinach f.w.) (EFSA, 2008) (Table 3, Figure 6). The National Academy of Sciences of the USA (1981) reported that the NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration range is very wide in leafy vegetables due to the different cultivation characteristics (such as the timing of N-fertilizer application), temperatures, exposure to light, water contents, CO<sub>2</sub> concentrations, use of herbicides, and soil types. In our study, the use of DMPP did not reduce the NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration in leaves compared to NPK, but both showed low values. Alessa et al. (2017) reported no significant differences between inorganic and organic fertirrigation strategies in spinach varieties Balady and Virofly. The application of organic amendments including those of human origin or derived from animal wastes seemed to produce higher NO<sub>3</sub><sup>-</sup> accumulation. Peyvast et al. (2008) observed an increase in NO<sub>3</sub><sup>-</sup> accumulation in spinach petioles and leaves related to vermicompost amendment. Plant NO<sub>3</sub><sup>-</sup> accumulation seems to result from an imbalance between the uptake and translocation of NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, and its reduction to ammonia - which is subsequently incorporated into amino acids (Maynard et al., 1976).

The value of the NUE index differed depending on the fertilization scenario. The presence of the NI produced a two-fold increase in NUE compared to NPK alone. The values of NUE for the stabilized organic fertilizers were directly related to the presence of recalcitrant compounds from the plant wastes used, declining as the lignin content in the compost increased (BCompost=GCompost>BLCompost). The fresh organic fertilizers (DI and WWTPBiosolid) produced the opposite effect on NUE, probably due to further mineralization after their application. Lashermes et al. (2010) presented a model to classify 273 EOM depending on the potential mineralization of N and concluded that only 52% of the variability could be explained using the initial N content. In our experiment most of the composts did not transfer more than 20% of the N within them to the crop. This is in accordance with

### 3. Publicaciones

Parnaudeau et al. (2004), who reported that even if lignin represents only a relatively small proportion of EOM, it could be enough to significantly reduce EOM decomposition. Surprisingly, the synthetic fertilizers, with and without DMPP, showed N extraction efficiencies similar to those of the composts (15 and 30% for NPK and NPK+DMPP, respectively). The N availability seemed to be properly balanced for the NPK+DMPP, DI, VCowCompost, and BCompost treatments in terms of yield, extraction, and low N surplus in the form of  $\text{NO}_3^-$  remaining in the soil. The opposite was true for NPK, with higher  $\text{NO}_3^-$  accumulation in the soil and thus an increased risk of further losses (e.g. through  $\text{NO}_3^-$  leaching and  $\text{NH}_3$  volatilization).

There are possible negative environmental side-effects associated with an excess of available N in the upper soil layer (namely, a N surplus), but also with an excess of P. The concentration of available P at the end of the experiment was lower in all fertilizing scenarios, but this reduction was more noticeable in the inorganic treatments and DI compared to the composts and vermicompost. In co-composting the use of biosolid or manures may increase the P content compared to crop residues, which have relatively low values of this element with respect to N (Moral et al., 2009). Galvez-Sola et al. (2010) reported that composting increases the production of inorganic orthophosphate from organic P forms, the inorganic P ranging from 80% to 91.5% of the total P and orthophosphate and orthophosphate monoesters being the most abundant P forms in mature compost. Vermicompost has been reported as a source of readily available forms of P (Goswami et al., 2017). The P availability had little relationship with the soil nature (alkaline and rich in calcium carbonate) and the PUE index showed that, even though spinach is a crop with a relatively high requirement for this macronutrient, P uptake by the plants was low, resulting in a maximum PUE value of 10%. Previous studies of P-fixing soils have shown that organic P assimilated by microorganisms after the addition of manures or plant residues was partly derived from forms of soil P less available to plants (Ayaga et al., 2006). The application of organic-based materials (VCowCompost, BCompost, BCompost, GCompost, DI, and WWTPBiosolid) probably stimulated soil microorganisms and enhanced the production of acid phosphatase, which controls P mineralization. In this regard, the low PUE index suggests an immobilization process in which amendments increase pH, causing precipitation of Al and Fe, the formation of organic complexes with Al, and/or the blockage of P sorption sites by organic compounds (Castán et al., 2016).

#### 4.2. Effects of organic treatments on the GWP of the cropping system

The daily N<sub>2</sub>O emissions were increased by all treatments except VCowCompost and GCompost (Fig. 3). However, overall, the cumulative emissions were low. Although only referring to a reduced timeframe (i.e. the experimental period), the calculated N<sub>2</sub>O EF was lower than the IPCC Tier 1 default EF (1%) in all cases, the emission being highest for WWTPBiosolid (0.19 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, EF of 0.13%, Table 5). These results, directly related to the edaphoclimatic conditions of the cropping area (e.g. low soil OM content and average WFPS below 52% within the measurement period), fertilizer characteristics (Table 1), and management (N application rate and irrigation type), are in accordance with observations made in previous research involving application of solid manures. Aguilera et al. (2013b) and Cayuela et al. (2017) concluded, in two reviews involving meta-analysis, that N<sub>2</sub>O emissions from Mediterranean fertilized cropping systems are lowest when solid manures are applied, compared with both slurries and synthetic fertilizers under drip-irrigation. These authors proposed a N<sub>2</sub>O EF around 10 times lower than the IPCC default value for these agrosystems. The average N<sub>2</sub>O EF in our study was 0.02%, even lower than in the findings of these authors. These low emissions might be directly associated with water and N management as well as the organic C added with the fertilizer treatments. The coexistence of high organic C contents (Fig. 2 and Table 1), high soil moisture close to the drippers, and high mineral N contents (Fig. 1 and Table 4) would have enhanced the denitrification rates, leading to N<sub>2</sub> production and decreasing the N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub> ratio.

The tendency of the NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration to decrease between days 0 and 61 (Table 4) may be attributed to: i) enhanced denitrification rates, ii) N leaching, and iii) N uptake. Despite the water added artificially to the system, the soil moisture was not higher than 60% in the entire experimental period, thus limiting the conditions favorable for denitrification outside the wet front (Guardia et al., 2017). Therefore, we hypothesize that the low WFPS values in the driest areas (below the threshold for denitrification) and the high values close to the drippers (favoring complete denitrification) caused N<sub>2</sub>O fluxes to be low. The mineral N distribution (high concentrations of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, with low mobility, in the wet areas and movement of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> to the driest areas) may have also contributed to this effect. However, the rainfall event on day 10 enhanced both N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions, possibly due to increased microbiological activity driven by the soil moisture in some micro-pores. Added to this, water could have triggered mineralization in the less stable organic treatments (WWTPBiosolid and DI). In contrast to these N<sub>2</sub>O-enhancing effects of water addition, irrigation could have decreased emissions, especially in plots where synthetic fertilizers were applied (Figs. 1 and 3, Table 5), because of fertilizer incorporation into deeper zones of the soil profile.

### 3. Publicaciones

Although contradictory results on this matter exist in the literature, CH<sub>4</sub> oxidation appeared to be related to the soil N status. Aronson et al. (2010) observed in a meta-analysis that, with moderate N application (<100 kg N/ha), the addition of mineral N stimulates a sink effect but higher amounts might inhibit that effect. Methane oxidation has already been observed in semiarid cropping soils (e.g. Meijide et al., 2010). It is affected by factors such as N fertilization and soil pH (there is a sink effect when pH ranges from 6 to 9) (Chan and Parkin, 2001). Soil pH in this experiment was close to 8, favorable for CH<sub>4</sub> oxidation (Table 4). In our case, a sink effect on CH<sub>4</sub> fluxes was observed in all cases except the control and WWTPBiosolid, but without significant differences between fertilized plots - the only exception being VCowCompost (Fig. 3b). The intensity of this sink process was higher in the last part of the experiment (40-61 days), possibly due to increased soil moisture (because of greater canopy coverage and irrigation) and NH<sub>4</sub><sup>+</sup> release from the fertilizing treatments. The same occurred with the cumulative emissions, with the exception of the control and WWTPBiosolid, and this was related to CH<sub>4</sub> oxidation, usually reported in calcareous semiarid soils. This allows us to hypothesize that the main driving factor in CH<sub>4</sub> oxidation was the concentration of mineral N (0.93 g kg<sup>-1</sup> in the case of VCowCompost, the treatment with the lowest NH<sub>4</sub><sup>+</sup> concentration).

Fluxes of CO<sub>2</sub> emissions from opaque chambers reflect soil and roots respiration rates but not photosynthesis (Meijide et al., 2010). Therefore, the CO<sub>2</sub> fluxes measured in this way are not included in GWP calculation since they are largely offset by photosynthetic fixation of CO<sub>2</sub>, so the C balance is usually estimated through changes in soil organic C (Robertson et al., 2000). The daily emissions were low, not higher than 6 g C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, with peaks 40 days after fertilizer application (Fig. 3c). This might have been related to enhanced microbial activity due to an increased N pool derived from OM mineralization and the rise in both soil temperature and moisture (Fig. 1). With the only exceptions of DI and NPK, the cumulative emissions were increased by fertilization in all cases relative to the control. Application of wastewater sludge enhanced the CO<sub>2</sub> fluxes the most, possibly due to the presence of fresh and labile organic matter. This was confirmed by the observation of the lowest emissions in soils treated with digested materials, for which labile organic C was transformed into CH<sub>4</sub> prior to application. The cumulative losses ranged between 184 and 589 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> (Table 5), these values being in agreement with those reported by Pardo et al. (2017). The influence of the plant status and the microbiological activity in the rhizosphere on these fluxes may have made the detection of any difference among the composts, as well as between the synthetic fertilizers, difficult. Nevertheless, it is noticeable how composting produced



coupled positive environmental effects, decreasing CO<sub>2</sub> from soil respiration and promoting SOC. This contrasted with the soils treated with wastewater sludge, where the enhanced fluxes were coincident with no effect on SOC.

#### **4.3. Integrated assessment of the organic fertilization strategies**

The environmental performance of any fertilizing treatment based on an indicator such as the C footprint of the production system must be addressed in an integrative manner, including the SOC stock variation and crop yield as economic indicators to assess the optimized fertilizing solution for each specific agronomic scenario. In this sense, the intensity of N<sub>2</sub>O emissions (i.e. yield-scaled emissions) could be a good indicator of the agro-environmental performance of agricultural practices. In our study the use of composted materials was useful to abate GHG losses (lower GWP) without crop penalties. This was reflected in their yield-scaled N<sub>2</sub>O emissions, lower than for biosolid and NPK (Fig. 4). In the latter plots, the yields were not increased enough to compensate the higher N<sub>2</sub>O losses. The application of a NI in the NPK+DMPP treatment, although decreasing N<sub>2</sub>O emissions compared to the control, did not lead to a higher N uptake by the crop.

Due to higher N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions, VCompost and GCompost were the treatments showing the lowest GWP. The GWP was increased by the application of all the fertilizer forms except the composted organic materials and synthetic fertilizer in combination with the NI, although the differences were not statistically significant. The biosolid treatment increased all components of GWP due to its characteristics (high labile OM, mineral N, and water) and their interaction with the soil that enhanced microbial production of GHG, mainly through denitrification (Fig. 6). In addition to gaseous losses, the impacts of the treatments on soil C could give an idea of their potential implications for soil structure and C accumulation within agricultural soils, crucial to any strategy for mitigation of and adaptation to climate change. Although many authors have stated the importance of assessing C accumulation in a yearly time horizon (e.g. Aguilera et al., 2013b), our results suggest that application of organic materials increased SOC not only immediately after fertilization but also 61 days later, when compared to the control, NPK, and NPK+DMPP treatments (Figs. 2 and 6). In the case of these synthetic fertilizers, SOC was even being lost after two months, suggesting a significant blow to the C neutrality of these systems, even without considering GHG emissions due to their production phase (Fig. 2). A decrease in SOC was detected for WWTPBiosolid and DI due to the degradation of labile C pools. For the composts and vermicompost, SOC also decreased from its initial values, possibly as a consequence of mineralization (Fig. 2). The conditions

### 3. Publicaciones

(high air temperature and enhanced irrigation rate) in the second part of the experiment could have produced a significant activation of degradative processes (Fig. 1). This study shows that the use of composted by-products of the Mediterranean horticultural production system as fertilizers may lead to a sustainable performance of the entire production system in terms of GHG emissions and crop yields. These results help to complete life cycle assessments, beyond the borders of the production area, of these materials as the basis of a circular economy based agriculture.

### 5. Conclusions

The fertilizing scenarios tested here, for irrigated spinach in Mediterranean conditions, showed significant differences in GHG emissions without significant variation in yield or crop quality. Some of the organic-based treatments assessed showed a positive dual effect on both production and mitigation capacities. Unbalanced scenarios were obtained in most cases for P due to its low availability and over-extraction. Vermicomposting and specific composting processes seemed to be the most sustainable options to achieve yield and GHG mitigation goals in spinach production, similar to synthetic fertilizer mixed with the nitrification inhibitor DMPP. However, in contrast to the latter strategy, the composted materials also enhanced the soil C stocking capacity, which can help to achieve C-neutral horticultural production systems in Mediterranean areas. The  $\text{NO}_3^-$  levels in spinach leaves were enhanced by fresh organic amendments and manure-derived composts, compared to mineral fertilization or green compost, but all values were below the legal limits. The impacts of fertilizer treatments on crop quality need to be addressed, mostly for crops with a high risk of N accumulation in leaves - as is the case for spinach. Considering these indicators of both environmental and health implications in an integrated manner, the best fertilizing strategies to reduce the exposure to high levels of  $\text{NO}_3^-$  in leaves, while ensuring high yields and minimizing direct impacts on the C budget and further impacts on the environment through (e.g.) N surpluses in the form of  $\text{NO}_3^-$ , were composted materials, particularly GCompost and BCompost.

### 6. Acknowledgements

This work was financed by the Ministry of Economy and Competitiveness of Spain (Project AGL2013-41612-R) and European Regional Development Funds (ERDF, “Una manera de

*hacer Europa*”). Alberto Sanz-Cobena appreciates the Comunidad de Madrid (Spain) and European Structural and Investment Funds for the financial support of AGRISOST-CM (S2018/BAA-4330) and MACSUR-JPI, as well as the collaboration and inspiration from the REMEDIA and NUEVA research networks and the coordinated research program of IAEA-FAO (CRP D1.5016). Special thanks are due to SME Hermanos Lucas for sharing its production fields for this experiment.

## 7. References

- Abalos, D., Jeffery, S., Sanz-Cobena, A., Guardia, G., Vallejo, A., 2014. Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency. *Agric. Ecosyst. Environ.* 189, 136-144.
- Abalos, D., Sanz-Cobena, A., Garcia-Torres, L., van Groenigen, J.W., Vallejo, A., 2013. Role of maize stover incorporation on nitrogen oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Plant Soil.* 364, 357-371.
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A., Gimeno, B.S., 2013b. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 168, 25– 36.
- Alessa, O., Najla, S., Murshed, R. 2017. Improvement of yield and quality of two *Spinacia oleracea* L. varieties by using different fertilizing approaches. *Physiol Mol Biol Plants*, 23, 693–702.
- Archer, M.C., 1989. Mechanisms of action of N-nitroso compounds. *Cancer Surveys* 8, 241-250.
- Aronson, E.L., Helliker, B.R., 2010. Methane flux in non-wetland soils in response to nitrogen addition: a meta-analysis. *Ecology.* 91 (11), 3242-3251.
- Ayaga, G., Todd, A., Brookes, P.C., 2006. Enhanced biological cycling of phosphorus increases its availability to crops in low-input sub-Saharan farming systems. *Soil Biol. Biochem.* 38, 81-90.
- Ayers R.S., Westcot, D.W., 1994. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper, 29 Rev. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Bustamante, M.A., Paredes, C, Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Bernal, M.P., 2007. Co-composting of distillery and winery wastes with sewage sludge. *Water Sci. Technol.* 56, 187–192.
- Castán, E., Satti P., González-Polo M., Iglesias M.C., Mazzarino M.J., 2016. Managing the value of compost as organic amendments and fertilizers. *Agric. Ecosyst. Environ.* 224, 29-38.
- Cayuela, M.L., Aguilera, E., Sanz-Cobena, A., Adams, D.C., Abalos, D., Barton, L., Ryalsh, R., Silver, W.L., Alfaro, M.A., Pappa, V.A., Smith, P., Garnier, J., Billen, G., Bouwman, L., Bondeau, A., Lassaletta, L., 2017. Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean climate cropping systems: Emission factors based on a meta-analysis of available measurement data. *Agric. Ecosyst. Environ.* 238, 25–35.

### 3. Publicaciones

- Chan, A.S.K., Parkin, T.B., 2001. Methane oxidation and production activity in soils from natural and agricultural ecosystems. *J. Environ. Qual.* 30, 1896–1903.
- EFSA, 2008. Nitrate in vegetables: scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain, Question No. European Food Safety Authority. EFSA-Q-2006-071. *EFSA J* 689:1–79.
- European Commission (EU), 2016. Circular Economy Package Proposal for a regulation of the European parliament and of the council laying down rules on the making available on the market of CE marked fertilising products and amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009. Brussels. 17.3.2016 COM (2016) 157 final 2016/0084 (COD).
- European Normalization Committee (ENC), Standard Reference EN 12014- 4:2005. Foodstuffs: Determination of nitrate and/or nitrite content. Part 4: Ion-exchange chromatographic (IC) method for the determination of nitrate and nitrite content of meat products. CEN-CENELEC Management Centre, Brussels, 2005.
- European Union (EU), Commission Regulation (EC) No. 1882/2006. *Off. J. Eur. Comm.* L364:25, 2006.
- Fan, A.M., Steinberg, V.E., 1996. Health implications of nitrate and nitrite in drinking water: an update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. *Regul Toxicol Pharm* 23, 35-43.
- FAOSTAT, 2017. Food and Agriculture Organization of the United Nations database. URL: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC> (Last accessed February 2, 2018).
- FAOSTAT, 2019. Food and Agriculture Organization of the United Nations database. URL: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC> (Last accessed September 23, 2019).
- Galvez-Sola, L., Morales, J., Mayoral, A.M., Marhuenda-Egea, F.C., Martínez-Sabater, E., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., 2010. Estimation of phosphorus content and dynamics during composting: Use of near infrared spectroscopy. *Chemosphere.* 78, 13–21.
- Goswami L., Nath A., Sutradhar S., Bhattacharya S. S., Kalamdhad A., Vellingiri K., Kim K., 2017. Application of drum compost and vermicompost to improve soil health, growth, and yield parameters for tomato and cabbage plants. *J. Environ. Manag.* 200, 243-252.
- Guardia, G., Cangani, M.T., Andreu, G., Sanz-Cobena, A., García-Marco, S., Álvarez, J.M., Recio-Huetos, J., Vallejo, A., 2017. Effect of inhibitors and fertigation strategies on GHG emissions, NO fluxes and yield in irrigated maize. *Field Crops Rese.* 204, 135-145.
- Iammarino, M., Di Taranto, A., Cristino, M., 2014. Monitoring of nitrites and nitrates levels in leafy vegetables (spinach and lettuce): a contribution to risk assessment. *J. Sci. Food. Agric.* 94, 773–778.
- IPCC, 2019. Summary for policymakers. A. Arneth et al. (Eds.), *Climate change and land. An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.* Available at: [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/4.-SPM\\_Approved\\_Microsite\\_FINAL.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/4.-SPM_Approved_Microsite_FINAL.pdf). Accessed 1/10/2019
- IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C., Houot, S., 2010. Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Biores. Tech.* 101, 157-164.
- Lassaletta, L., Romero, E., Billen, G., Garnier, J., García-Gómez, H., Rovira, J. V., 2012. Spatialized N budgets in a large agricultural Mediterranean watershed: high loading and low transfer. *Biogeosci.* 9, 57–70.
- López-Bellido, L., López-Bellido, J., Redondo, R., 2005. Nitrogen efficiency in wheat under rainfed Mediterranean conditions as affected by split nitrogen application. *Field Crops Res.* 94, 86-97.
- Mattsson, B., Cederberg, C., Blix L., 2000. Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. *J. Clean. Product.* 8, 283-292.
- Maynard, D.N., Barker, A.V., Minotti, P.L., Peck, N.H., 1976 Nitrate accumulation in vegetables. *Adv. Agron.* 28, 71–118.
- Meijide, A., Cárdenas, L. M., Sánchez-Martín, L., Vallejo, A., 2010. Carbon dioxide and methane fluxes from a barley field amended with organic fertilizers under Mediterranean climatic conditions. *Plant Soil.* 328, 353-367.
- Menéndez, S., Merino, P., Pinto, M., González-Murua, C., Estavillo, J.M., 2006. 3, 4-Dimethylpyrazol phosphate effect on nitrous oxide, nitric oxide, ammonia, and carbon dioxide emissions from grasslands. *J. Environ. Qual.* 35, 973–981.
- Moral, R., Paredes, C., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F., Bernal, M.P., 2009. Utilisation of manure composts by high-value crops: Safety and environmental challenges. *Biores. Tecch.* 100, 5454-5460.
- National Academy of Sciences (NAS), 1981. The health effects of nitrate, nitrite and N-nitrous compounds, in Part 1 of a 2-Part Study by the Committee on Nitrite and Alternative Curing Agents in Foods. National Academy Press. Washington, DC.
- Olsen, S., Cole, C., Watanabe, F., Dean, L., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circular Nr 939*, US Gov. Print. Office, Washington, D.C.
- Pardo, G., del Prado, A., Martínez-Mena, M., Bustamante, M.A., Rodríguez Martín, J.A., Alvaro-Fuentes, J., Moral, R., 2017. Intensive orchard and horticulture systems in Spanish Mediterranean coastal areas: Is there a real possibility to contribute to C sequestration? *Agric. Ecosyst. Environ.* 238, 153-1675-24.
- Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Bustamante, M.A., Moreno-Caselles, J., 2015. Recycling of Two-Phase Olive-Mill Cake “Alperujo” by Co-composting with Animal Manures. *Commun. Soil. Sci. Plant. Anal.* 46, 238–247.
- Parnaudeau, V., Nicolardot, B., Pages, J., 2004. Relevance of organic matter fractions as predictors of wastewater sludge mineralization in soil. *J. Environ. Qual.* 33, 1885–1894.
- Peyvast, G.H., Olfati, J.A., Madeni, S., Forghani, A., 2008. Effect of vermicompost on the growth and yield of spinach (*Spinacia oleracea* L.). *J. Food Agr. Environ.* 6, 110-113.
- Robertson, G.P., Paul, E.A., Harwood, R.R., 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science.* 289, 1922-1925.

### 3. Publicaciones

- Sanz-Cobena, A., Abalos, D., Mejjide, A., Sanchez-Martin, L., Vallejo, A., 2014. Soil moisture determines the effectiveness of two urease inhibitors to decrease N<sub>2</sub>O emission. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change*, <http://dx.doi.org/10.1007/s11027-014-9548-5>
- Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Aguilera, E., del Prado, A., Garnier, J., Billen, G., Iglesias, A., Sánchez, B., Guardia, G., Abalos, D., Plaza-Bonilla, D., Puigdueta-Bartolomé, I., Moral, R., Galán, E., Arriaga, H., Merino, P., Infante-Amate, J., Mejjide, A., Pardo, G., Álvaro-Fuentes, J., Gilsanz, G., Báez, D., Doltra, J., González-Ubierna, S., Cayuela, M.L., Menéndez, S., Díaz-Pinés, E., Le-Noë, J., Quemada, M., Estellés, F., Calvet, S., van Grinsven, H.J.M., Westhoek, H., Sanz, M.J., Gimeno, B.S., Vallejo, A., Smith, P., 2017. Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review: *Agric. Ecosyst. Environ.* 238, 5-24.
- Smith, P., Soussana, J.F., Angers, D., Schipper, L., Chenu, C., Rasse, D.P., Batjes, N.H., van Egmond, F., McNeill, S., Kuhnert, M., Arias-Navarro, C., Olesen, J.E., Chirinda, N., Fornara, D., Wollenberg, E., Álvaro-Fuentes, J., Sanz-Cobena, A., Klumpp, K., 2019. How to measure, report and verify soil carbon change to realise the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/gcb.14815>
- Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., et al. (Eds.), 2011. *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press.
- Toor, G.S., Hunger, S., Peak, J.D., Sims, J.T., Sparks, D.L., 2006. Advances in the characterization of phosphorus in organic wastes: Environmental and agronomic applications. *Advances in Agronomy*. 89, 1-72.
- Van Cleemput, O., Boeckx, P., 2005. Alteration of nitrogen cycling by agricultural activities, and its environmental and health consequences. *Gayana – Botanica*. 62, 98-109.
- Van Groenigen, J.W., Velthof, G.L., Oenema, O., van Groenigen, K.J., van Kessel, C., 2010. Towards an agronomic assessment of N<sub>2</sub>O emissions: a case study on arable crops. *Eur. J. Soil Sci.* 61, 903–913.
- Velthof, G.L., Mosquera, J., 2011. Calculation of nitrous oxide emission from agriculture in the Netherlands. Wageningen, Alterra. Report 2151, 66 blz, 4 figs, 17 tables, 104 refs.
- Viguria, M., Sanz-Cobena, A., Lopez, D.M., Arriaga, H., Merino, M.P., 2015. Ammonia and greenhouse gases emission from impermeable covered storage and land application of cattle slurry to bare soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 199, 261-271.
- Xing, S., Wang, J., Zhou, Y., Bloszies, S.A., Tu, C., Hu, S., 2015. Effects of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ratios on photosynthetic characteristics, dry matter yield and nitrate concentration of spinach. *Experim. Agric.* 51, 151-160.
- Yeomans, J., Bremner, J.M., 1989. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 19, 1467–1476.

**Table 1.** Characteristics of the soil and of the organic materials (dry weight basis).

| Parameter  | Soil | Parameter   | Organic materials |           |          |             |       |              |         |            |
|--|------|---|-------------------|-----------|----------|-------------|-------|--------------|---------|------------|
|  |      |   | BCompost          | BLCompost | GCompost | VCowCompost | DJ*   | WWTPBiosolid | NPK**   | NPK+DMPP** |
| Bulk density (kg m <sup>-3</sup> )                       | 1.44 | Nature (state/stabilized)***                            | So/SC             | So/SC     | So/SC    | So/SV       | L/SAN | So/SAEP      | So/CHEM | So/CHEM    |
| WHC (g kg <sup>-1</sup> )                                | 301  | Moisture content (g kg <sup>-1</sup> )                  | 43.9              | 51.4      | 27.0     | 31.8        | 96.9  | 80.1         | 0       | 0          |
| pH   | 8.37 | pH  | 5.96              | 6.11      | 7.56     | 7.77        | 7.59  | 6.53         | 7.25    | 4.85       |
| EC (dS m <sup>-1</sup> )                                 | 0.47 | EC (dS m <sup>-1</sup> )                                | 7.52              | 7.80      | 6.16     | 3.79        | 22.1  | 5.76         | 74      | 71         |
| SOC (%)  | 0.59 | TOC (g kg <sup>-1</sup> )                               | 209               | 278       | 255      | 192         | 3.9   | 340          | 0       | 0          |
| Total N (%)  | 0.08 | Total N (g kg <sup>-1</sup> )                           | 21.5              | 31.9      | 24.3     | 16.1        | 2.9   | 55.0         | 150     | 210        |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg N kg <sup>-1</sup> ) | 45.2 | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (g N kg <sup>-1</sup> ) | 2.3               | 6.4       | 0.67     | 0.91        | <0.01 | 0.2          | 20      | 99         |
| Soil texture   |      | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (g N kg <sup>-1</sup> ) | 0.04              | 0.07      | 0.05     | 0.02        | 4.3   | 7.5          | 130     | 111        |
| % coarse sand  | 26.9 | P (g kg <sup>-1</sup> )                                 | 13.1              | 16.2      | 8.8      | 12.8        | 1.3   | 19.6         | 65.5    | 34.8       |
| % silt   | 36.8 | K (g kg <sup>-1</sup> )                                 | 13.4              | 14.1      | 11.3     | 12.9        | 3.9   | 5.2          | 125     | 91.6       |
| % clay   | 36.3 | Na (g kg <sup>-1</sup> )                                | 8.9               | 5.5       | 6.0      | 8.4         | 1.4   | 2.4          | 12.4    | 13.3       |
| Total equivalent CaCO <sub>3</sub> (%)                   | 46.8 |   |                   |           |          |             |       |              |         |            |
| Active CaCO <sub>3</sub> (%)                             | 17.3 |   |                   |           |          |             |       |              |         |            |
| CEC (meq 100 g <sup>-1</sup> )                           | 13.9 |   |                   |           |          |             |       |              |         |            |

\* expressed in f.w. and per dm<sup>3</sup>

\*\* expressed in f.w.

\*\*\* So: solid; L: liquid; SC: stabilized by composting; SV: stabilized by vermicomposting; SAN: stabilized by anaerobic digestion; SAEP: stabilized by an aerobic process; CHEM: chemically prepared.

EC: electrical conductivity; TOC: total organic carbon; SOC: soil organic carbon; CEC: cation exchange capacity.

**Table 2.** Spinach yield according to the treatment.

| TREATMENT*          | YIELD (T HA <sup>-1</sup> ) |                  | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> IN LEAVES (MG KG <sup>-1</sup> ) |
|---------------------|-----------------------------|------------------|---|
|                     | Fresh weight basis          | Dry weight basis |   |
| <b>CONTROL (B)</b>  | 32.2 a                      | 2.24 a           | <b>Fresh weight basis</b><br>617 c                            |
| <b>NPK</b>          | 41.7 bcd                    | 2.56 ab          | 323 ab  |
| <b>NPK+DMPP</b>     | 48.0 cd                     | 3.15 bcd         | 471 b   |
| <b>DI</b>           | 49.7 d                      | 3.90 d           | 1710 e  |
| <b>WWTPBIOSOLID</b> | 38.0 ab                     | 2.91 abc         | 1906 e  |
| <b>VCOWCOMPOST</b>  | 50.5 d                      | 3.89 d           | 619 c   |
| <b>BCOMPOST</b>     | 44.5 bcd                    | 3.03 bcd         | 337 ab  |
| <b>BLCOMPOST</b>    | 44.8 bcd                    | 3.54 cd          | 716 d   |
| <b>GCOMPOST</b>     | 39.4 abc                    | 3.17 bcd         | 280 a   |
| <b>F-ANOVA</b>      | 5.3***                      | 8.0***           | 31***   |

\*NPK, inorganic NPK fertilizer 15-15-15; NPK+DMPP, inorganic NPK slow release fertilizer with ENTEC Nitrofoska® plus the nitrification inhibitor (NI) DMPP; BCompost, binary compost with biosolid-*Phoenix dactylifera* trunk; BLCompost, binary compost with biosolid-*Phoenix dactylifera* leaf prunings; GCompost, compost from urban xerogardening – grass-shrubs, *Morus alba*, *Tipuana tipu*; VCowCompost, vermicompost from cow manure; DI, digestate from an anaerobic digester fed with 30% pig slurry and 70% sludge from a tomato processing plant; WWTPBiosolid, biosolid from a wastewater treatment plant in Orihuela-Alicante.



**Table 3.** Carbon fixation by spinach and NPKNa extraction, according to the treatment.

| Treatment*     | C fixation               |                          | NPKNa extraction         |                          |                           |                | PUE index**   |
|----------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|----------------|---------------|
|                | (kg C ha <sup>-1</sup> ) | (kg N ha <sup>-1</sup> ) | (kg P ha <sup>-1</sup> ) | (kg K ha <sup>-1</sup> ) | (kg Na ha <sup>-1</sup> ) | NUE index**    |               |
| Control (B)    | 793 a                    | 95 a                     | 9.4 a                    | 149 a                    | 78 a                      | --             | --            |
| NPK            | 929 b                    | 117 b                    | 10.6 ab                  | 234 cd                   | 83 ab                     | 15ab           | 1.8 a         |
| NPK+DMPP       | 1104 c                   | 140 c                    | 12.9 bcde                | 297 ef                   | 110 c                     | 30c            | 10.1          |
| DI             | 1399 e                   | 170 d                    | 13.4 de                  | 275 de                   | 134 d                     | 50d            | 6.0 bc        |
| WWTPBiosolid   | 1065 c                   | 111 b                    | 10.9 abc                 | 234 cd                   | 87 ab                     | 11a            | 2.8 a         |
| VCowCompost    | 1377 e                   | 162 d                    | 17.7 f                   | 319 f                    | 103 bc                    | 45d            | 6.9 c         |
| BCompost       | 1051 c                   | 123 b                    | 13.1 cde                 | 173 ab                   | 86 ab                     | 19b            | 4.0 ab        |
| BLCompost      | 1266 d                   | 144 c                    | 15.2 e                   | 193 bc                   | 95 abc                    | 33c            | 7.6 cd        |
| GCompost       | 1101 c                   | 124 b                    | 12.2 bcd                 | 196 bc                   | 92 abc                    | 19b            | 5.2 b         |
| <b>F-ANOVA</b> | <b>259***</b>            | <b>50***</b>             | <b>21.3***</b>           | <b>29.6***</b>           | <b>10.6***</b>            | <b>33.3***</b> | <b>12.4**</b> |

\* For treatment captions, see Table 2.

\*\* The nitrogen/phosphorus use efficiency (NUE/PUE; expressed as the percentage of fertilizer N/P applied that was taken up in the spinach) was calculated using the N/P difference method with the total N/P of the unfertilized treatment as the control (NUE in López-Bellido et al., 2005).

**Table 4.** Effect of fertilizing treatments on soil properties.

| Treatment*     | pH                                 |               | Olsen P (mg P kg <sup>-1</sup> )                 |               |
|----------------|------------------------------------|---------------|--|---------------|
|                | 0 d                                | 61 d          | 0 d  | 61 d          |
| Control (B)    | 8.08 ab                            | 7.96ab        | 30a  | 28a           |
| NPK            | 8.13 c                             | 7.81a         | 75c  | 49bcd         |
| NPK+DMPP       | 8.06 ab                            | 8.16bcd       | 77c  | 40b           |
| DI             | 8.43d                              | 8.19cd        | 76c  | 55d           |
| WWTPBiosolid   | 8.42d                              | 8.11bcd       | 43a  | 45bc          |
| VCowCompost    | 8.14c                              | 8.29d         | 124d   | 86e           |
| BCompost       | 7.83a                              | 8.14bcd       | 72c  | 51cd          |
| BLCompost      | 7.90ab                             | 8.01abc       | 56b  | 45bc          |
| GCompost       | 7.98abc                            | 8.18bcd       | 68c  | 46bc          |
| <i>F-ANOVA</i> | <i>17***</i>                       | <i>7,4***</i> | <i>58***</i>                                     | <i>53***</i>  |
| Treatment      | Kjeldahl N (g N kg <sup>-1</sup> ) |               | Nitrate (mg N-NO <sub>3</sub> kg <sup>-1</sup> ) |               |
|                | 0 d                                | 61 d          | 0 d  | 61 d          |
| Control (B)    | 0.72a                              | 0.73a         | 46a  | 20c           |
| NPK            | 0.97bc                             | 0.77a         | 48a  | 64e           |
| NPK+DMPP       | 1.02c                              | 0.76a         | 65bcd  | 22cd          |
| DI             | 0.87b                              | 0.74a         | 71d  | 25d           |
| WWTPBiosolid   | 0.84ab                             | 0.78a         | 62bc   | 24d           |
| VCowCompost    | 1.02c                              | 0.81ab        | 58b  | 9a            |
| BCompost       | 1.03c                              | 0.89bc        | 72d  | 14b           |
| BLCompost      | 1.06c                              | 0.89bc        | 79e  | 19c           |
| GCompost       | 1.11c                              | 0.95c         | 69cd   | 10ab          |
| <i>F-ANOVA</i> | <i>11***</i>                       | <i>15***</i>  | <i>35***</i>                                     | <i>170***</i> |

\* For treatment captions, see Table 2.

**Table 5.** Cumulative GHG emissions, yield-scaled  $N_2O$ , and GWP associated with treatments.

| <b>Treatment*</b> | <b>CO<sub>2</sub></b><br>(kg C-CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> ) | <b>CH<sub>4</sub></b><br>(kg C-CH <sub>4</sub> ha <sup>-1</sup> ) | <b>N<sub>2</sub>O</b><br>(kg N-N <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> ) | <b>Yield-scaled N<sub>2</sub>O</b><br>(g N <sub>2</sub> O kg <sup>-1</sup> N biomass) | <b>GWP</b><br>(kg CO <sub>2</sub> eq ha <sup>-1</sup> ) |
|-------------------|---|---|--|---|---|
| Control (B)       | 299ab   | 0.040ab   | 0.010ab  | 0.10ab  | 3.70ab  |
| NPK               | 186a  | -0.035ab  | 0.030bc  | 0.26b   | 6.92b   |
| NPK+DMPP          | 267ab   | -0.077ab  | 0.017ab  | 0.12ab  | 2.45ab  |
| DI                | 184a  | -0.42ab   | 0.038c   | 0.22ab  | 8.78b   |
| WWTPBiosolid      | 589c  | 0.098b  | 0.189d   | 1.70c   | 52.82c  |
| VCowCompost       | 366b  | -0.124a   | 0.008a   | 0.05a   | -1.35a  |
| BCompost          | 244ab   | -0.002ab  | 0.014ab  | 0.11ab  | 3.62ab  |
| BLCompost         | 316ab   | -0.012ab  | 0.010ab  | 0.07ab  | 2.24ab  |
| GCompost          | 371b  | -0.079ab  | 0.005a   | 0.04a   | -0.79a  |
| <b>F-ANOVA</b>    | <b>12***</b>  | <b>2.8*</b>   | <b>161***</b>  | <b>177***</b>   | <b>132***</b>   |

\* For treatment captions, see Table 2.

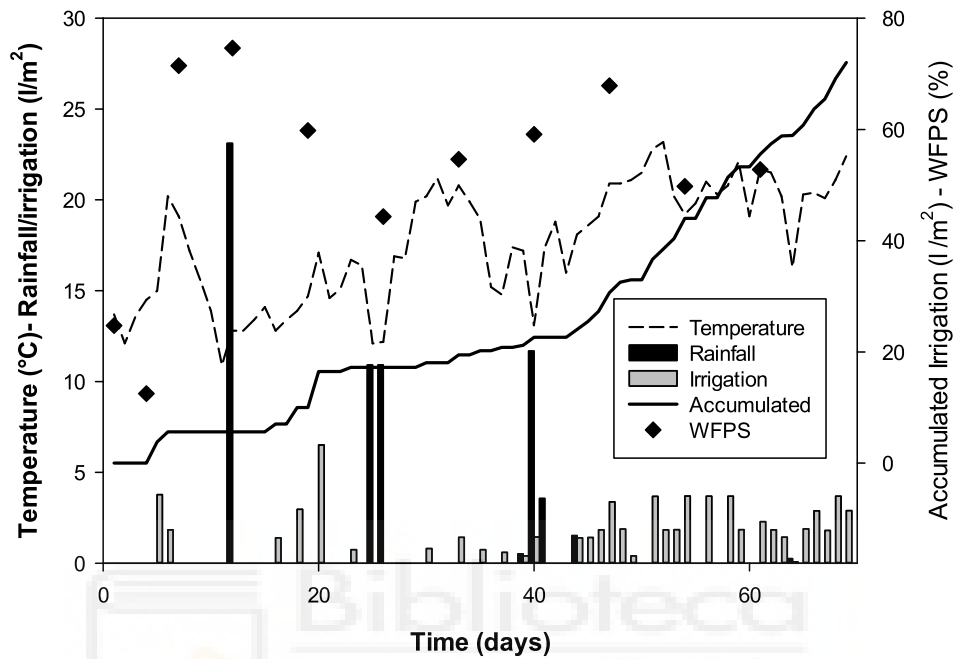
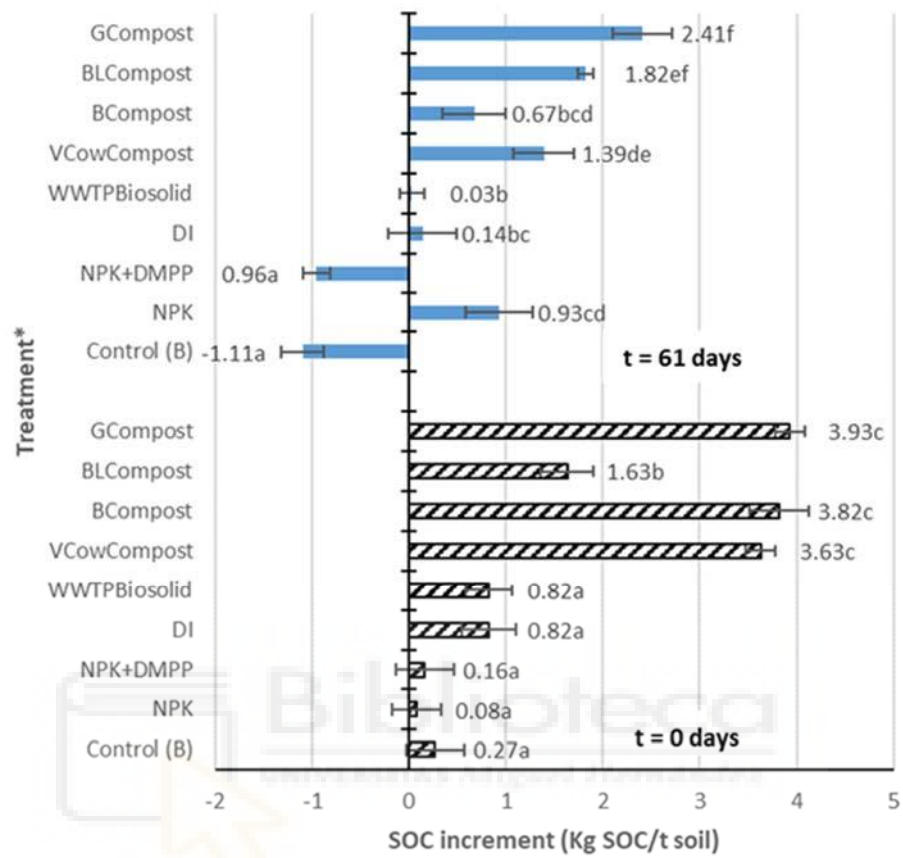
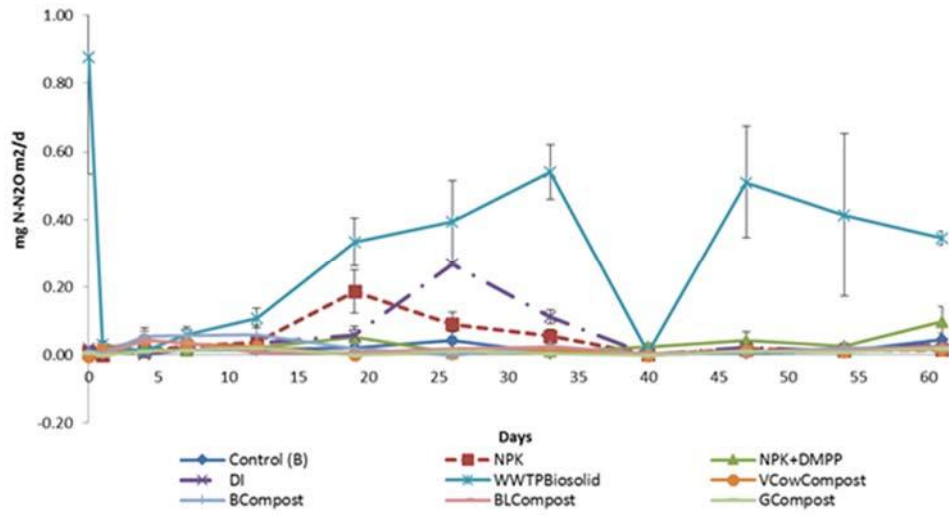


Figure 1. Rainfall, temperature, irrigation and water-filled pore space (WFPS) during the experiment.



**Figure 2.** Variation of SOC according to the treatments (bars represents standard errors). \* For treatment caption, see Table 2.

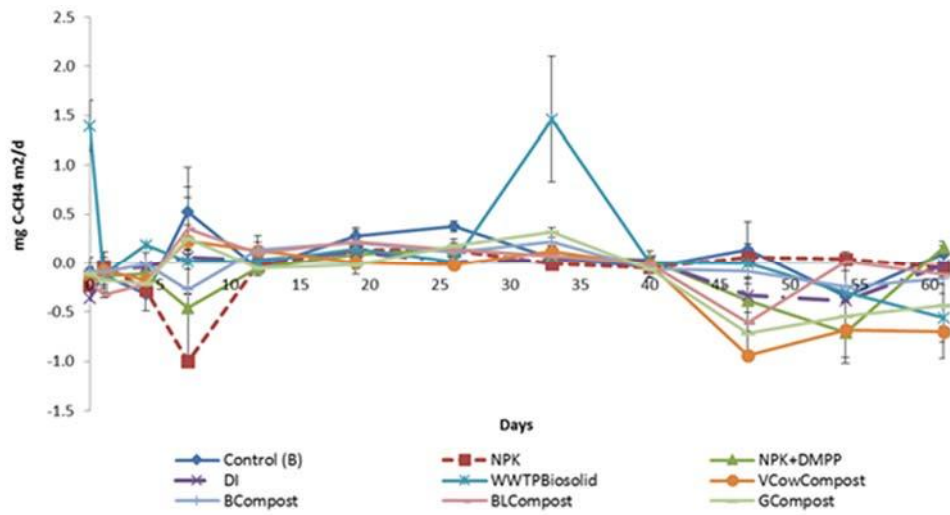
a. N<sub>2</sub>O



**Figure 3a.** N<sub>2</sub>O emission fluxes during the experiment. Bars represent standard errors. For treatment caption, see Table 2.



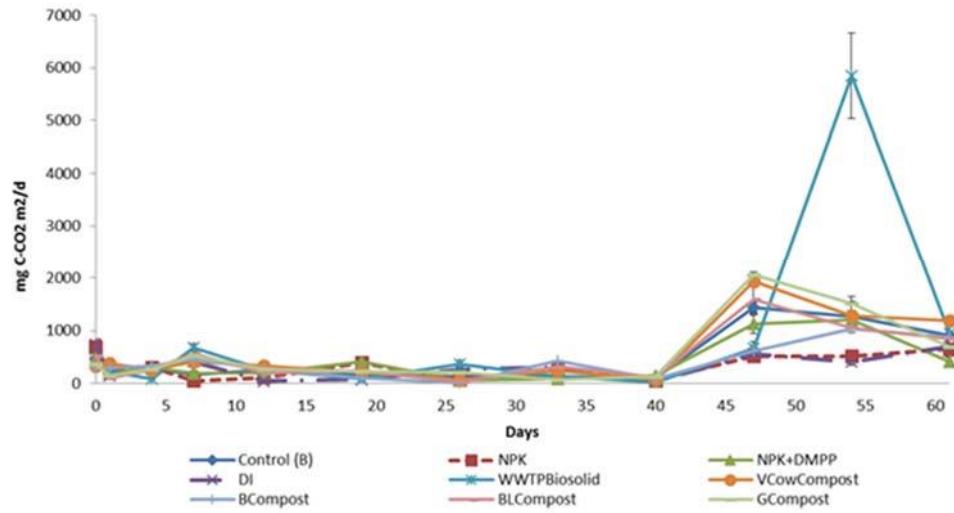
b. CH<sub>4</sub>



**Figure 3b.** CH<sub>4</sub> emission fluxes during the experiment. Bars represent standard errors. For treatment caption, see Table 2.



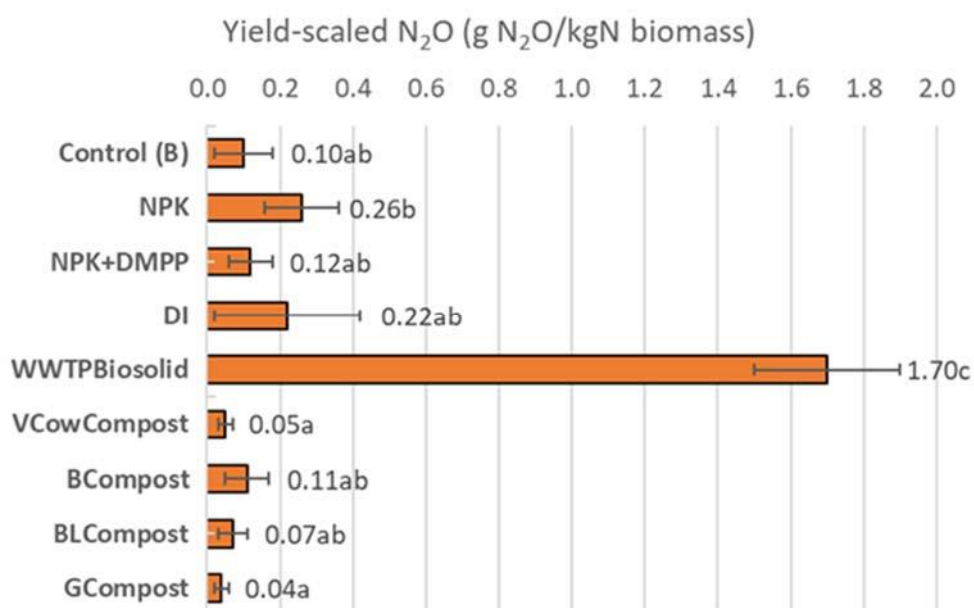
c. CO<sub>2</sub>



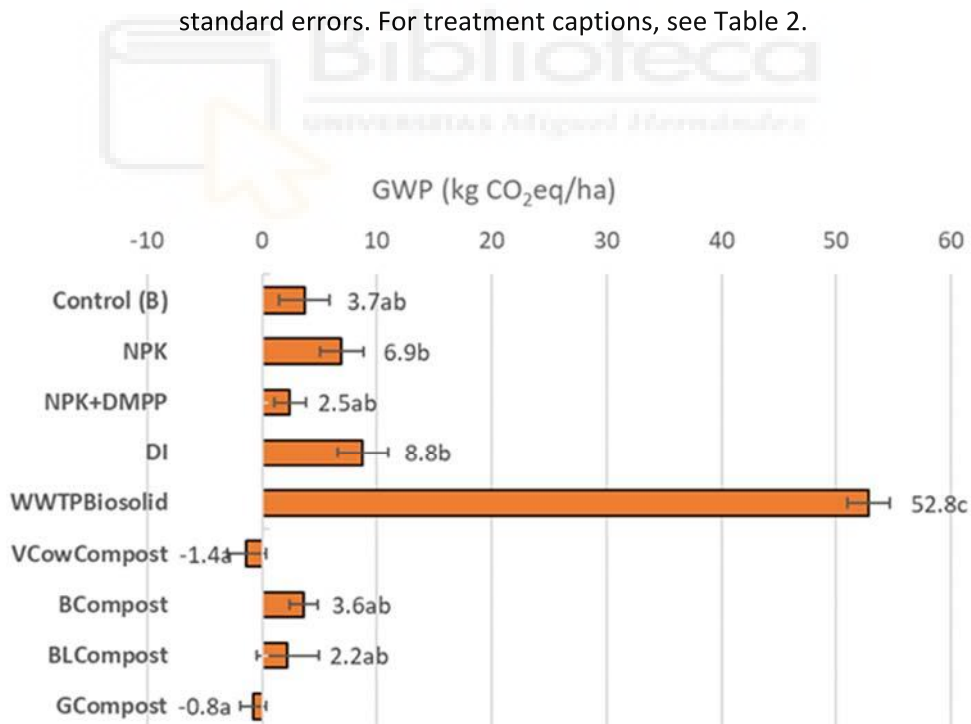
**Figure 3c.** CO<sub>2</sub> emission fluxes during the experiment. Bars represents standard errors. For treatment caption, see Table 2.



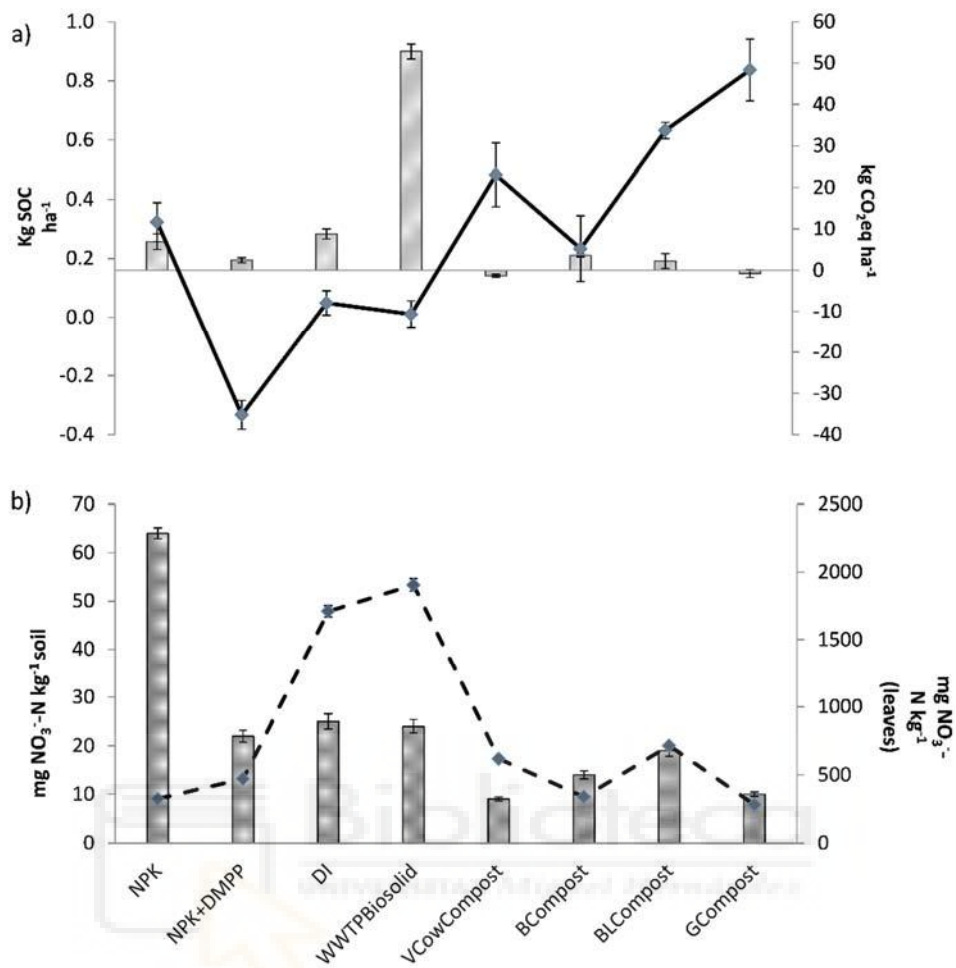




**Figure 4.** Yield scaled N<sub>2</sub>O, according to the treatment (gN<sub>2</sub>O/kg N biomass). Bars represent standard errors. For treatment captions, see Table 2.



**Figure 5.** Global warming potential (GWP) according to the treatment (kg CO<sub>2</sub>eq/ha). Bars represent standard errors. For treatment captions, see Table 2.



**Figure 6.** Effects of treatments on (a) GWP (kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup>) (columns) and SOC 61 days after the application of treatments (kg SOC ha<sup>-1</sup>) (line) and b) NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration in soils 61 days after the application of treatments (mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> N kg<sup>-1</sup>) (columns) and in fresh plant tissues (mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> N kg<sup>-1</sup>) at harvest (line). Vertical lines indicate standard errors.

# 4. RESUMEN DE MATERIAL Y MÉTODOS

---



## 4. RESUMEN DE MATERIALES Y MÉTODOS

Esta tesis se centra en el desarrollo de soluciones para la gestión de biomasa de palmera orientada a la obtención de bioproductos fertilizantes de alto valor. Para ello, se estableció un diseño general que incluye:

- A. **Caracterización avanzada de los flujos residuales**, especialmente de *Phoenix dactylifera* L. y otros ingredientes usados en estrategias de co-compostaje. Se ha estudiado la composición físico-química y química de las materias primas empleadas.
- B. **Desarrollo de procesos de compostaje a escala** piloto en pequeñas composteras y posterior escalado a tamaño comercial empleando un sistema de compostaje abierto en hilera trapezoidal con volteos periódicos y monitorización de la temperatura de las pilas. Para ello se determinaron parámetros químicos, físicos y técnicas avanzadas de fluorescencia para el estudio de la materia orgánica en los procesos de compostaje; técnicas matemáticas de análisis del comportamiento térmico de las pilas mediante el índice EXI y EXI<sup>2</sup>, que nos permiten determinar con una función modelo el proceso de compostaje más intenso comparativamente según la proporción de ingredientes empleada. También se incluyó un estudio económico de las unidades fertilizantes de los compost obtenidos.
- C. **Validación agronómica de compost** de *Phoenix dactylifera* L. en entornos de agricultura intensivista. Para ello, se realizó un experimento de campo con cultivo de espinaca a una dosis de 150 kg N total ha<sup>-1</sup>, llevado a cabo en tres direcciones, a) efecto de las enmiendas orgánicas en el suelo al comienzo y final del experimento para determinar parámetros microbianos en fresco y analíticas completas de parámetros físico-químicos; b) biomasa aérea producida y composición mineral de la misma, gracias a estas determinaciones se calculó la extracción de nutrientes y la eficiencia de uso de nitrógeno y fósforo (NUE y PUE) de la biomasa vegetal; c) evaluación integral de indicadores ambientales en las diferentes estrategias de fertilización propuestas, donde se han medido las emisiones de gases efecto invernadero GEI (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) mediante cámaras estáticas opacas estandarizadas, usando la técnica de gas pooling, y posterior determinación mediante cromatografía avanzada de gases.

A continuación, se realiza una descripción más detallada del material y métodos ligados específicamente a los trabajos científicos que componen esta tesis doctoral.

## COMPOSTAJE DE RESIDUOS DE PALMERA: OPTIMIZACION Y ESCALADO

### Proceso de compostaje

El trabajo realizado en la publicación **“Optimization and scaling-up of the co-composting of palm waste with agri-food sludge”** presentado en *10th International Conference on “Circular economy and Organic Waste”* se divide en 2 experimentos que se realizaron a diferente escala con el fin de alcanzar los objetivos planteados.

- Experimento 1: Optimización del proceso de co-compostaje de residuos vegetales de palmeras con lodo agroindustrial a pequeña escala.
- Experimento 2: Escalado de la mejor opción obtenida en el experimento 1 a escala comercial.

En el Experimento 1 se elaboraron 4 pilas de compostaje utilizando tronco de palmera (PT) y lodo agroindustrial (AS) en las siguientes proporciones, sobre materia seca:

Pila C1: 59,5% AS + 39,5% PT

Pila C2: 39,6% AS + 59,4% PT

Pila C3: 34,0% AS + 66,0% PT

Pila C4: 19,5% AS + 79,5% PT

Los residuos vegetales de tronco de palmera se trituraron y homogeneizaron a 1cm de tamaño de partícula. Para formar las pilas de compostaje los dos ingredientes (200 kg aprox.) se mezclaron en termo-compostadores de 350 L de polietileno de alta densidad (PE-HD) con sistema natural de ventilación lateral para garantizar condiciones aerobias. Además, para incrementar la ratio de C/N, se añadió cáscara de almendra molida (1% sobre materia fresca) en todas las mezclas. Las pilas se voltearon a los 15 y 35 días de proceso, cuando las temperaturas en las mezclas disminuyeron, para aportar aireación y homogenización. Se controló la humedad, siempre por encima del 40%. La fase biooxidativa duró 50 días en todas las pilas, considerando finalizada cuando durante 10 días consecutivos la diferencia entre la temperatura ambiente y la temperatura de la pila fue inferior a 10°C, criterio utilizado en el experimento 1 y 2.

La fase de maduración duró un mes aproximadamente. Las pilas se muestrearon 5 veces durante el proceso de compostaje. Las muestras fueron tomadas en 3 puntos diferentes de la pila en todo su perfil de profundidad. Las tres sub-muestras se mezclaron para obtener muestras homogéneas. Las muestras se secaron en estufa y se molieron a 0,5 mm de tamaño de partícula para determinaciones analíticas. La proporción de lodo agroindustrial y residuo de tronco de palmera óptimo para el escalado de la mezcla se estableció mediante un ajuste local de la superficie polinómica utilizando el sistema R, basado principalmente en el comportamiento exotérmico de las pilas del experimento 1.

En el Experimento 2, para el escalado comercial del proceso de compostaje (Pila D: 32,4% AS+67,6% PT s.m.s, por duplicado) se usaron los mismos materiales iniciales empleados en el Experimento 1, lodo agroindustrial y tronco de palmera, así como cáscara de almendra molida (al 1% sobre materia fresca, para aumentar la ratio C/N).

Las mezclas de 8 m<sup>3</sup> aproximadamente cada una fueron compostadas en pilas trapezoidales por el sistema de compostaje abierto en hilera. Se realizaron volteos mecánicos semanalmente hasta el final de la fase bio-oxidativa cuando el proceso se consideró terminado siguiendo los mismos criterios que en el Experimento 1. La fase bio-oxidativa en la Pila D tuvo una duración de 68 días, transcurridos los cuales se maduraron durante 2 meses aproximadamente. De igual forma que en las pilas del Experimento 1, la humedad se mantuvo siempre por encima del 40%. Se realizaron 4 muestreos en las pilas, en cada uno de ellos se tomaron 7 sub-muestras en 7 sitios distintos en todo su perfil de profundidad desde la parte de arriba hacia el interior de la pila. A continuación, se mezclaron homogéneamente las sub-muestras, se secaron y molieron a 0,5 mm de diámetro para las determinaciones analíticas.

### **Determinaciones analíticas**

Tanto en los materiales iniciales como en las muestras de compost se ha analizado el pH y la conductividad eléctrica (CE) en un extracto acuoso soluble 1:10 (p/v). La materia seca fue determinada después de secar las muestras 12 horas a 105°C. La materia orgánica fue evaluada determinando la pérdida por ignición a 430°C. El C orgánico total (COT) y N total (NT) se determinaron mediante microanálisis automático (EuroVector elemental analyzer). En las muestras iniciales y maduras, se determinó la capacidad de intercambio catiónico (CIC); también en esas muestras se realizó digestión HNO<sub>3</sub>/HClO<sub>4</sub>, para determinar el P

#### 4. Resumen de material y métodos

colorimétricamente por el método del ácido molibdovanadato fosfórico, los iones  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  fueron determinados por fotometría de llama (Jenway PFP7 FLame Photometer). El índice de germinación (IG) se calculó usando semillas de *Lepidium sativum* L. Todos los análisis se realizaron por triplicado.

#### Análisis estadístico

Se analizó el comportamiento exotérmico de las mezclas utilizadas en el experimento 1 y 2 mediante el Índice Exotérmico (EXI), calculado como la suma cuadrática diaria del valor obtenido por la diferencia entre la temperatura de la pila y la temperatura ambiente durante la fase bio-oxidativa del proceso de compostaje, y expresado como el acumulado de °C. El índice EXI para cada mezcla se representó como una función modelo del porcentaje de tronco de palmera empleado, de esta forma se obtiene la proporción (sobre peso seco) que produce el índice EXI más alto posible, y por tanto el proceso de compostaje más intenso según este parámetro térmico. Se realizó un ajuste local de superficie polinomial usando el R software.

Se realizó el análisis de la varianza (ANOVA) de una vía del valor medio de cada parámetro físico-químico y químico medido durante el periodo del proceso de compostaje para comprobar diferencias estadísticamente significativas producidas por los diferentes procesos de compostaje. La normalidad y homogeneidad de la varianza fue chequeada usando el test de Shapiro-Wilk y Levene. Para comparar las diferencias entre los tratamientos específicos se usó el Tukey-b test ( $P < 0.05$ ).

### CO-COMPOSTAJE, ESCALADO COMERCIAL Y DESARROLLO DE PRODUCTOS FERTILIZANTES A BASE DE PALMERA

#### Tecnología de compostaje

En la publicación “**Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge**” en la revista *Journal of environmental management*, se desarrollaron 4 procesos de compostaje en la planta piloto (Compolab) de la Universidad Miguel Hernández situada en Orihuela (Alicante, España). Los materiales iniciales usados para elaborar las pilas fueron hojas de palmera de palmera datilera (*Phoenix dactylifera* L.) (PL), lodo de EDAR (SS) y lodo agro-industrial (AS). Las hojas de palmera procedentes del mantenimiento de los jardines de la ciudad de Orihuela (Alicante, España)



fueron trituradas previamente a <5 cm de tamaño de partícula. Los lodos SS1 y SS2 proceden de la planta depuradora de Torreveja y Orihuela (Alicante, España), y fueron obtenidos después del tratamiento biológico con posterior estabilización por digestión anaeróbica y deshidratación con filtros banda. El lodo SS3 se obtuvo tras el tratamiento biológico de lodo activo con eliminación de nutrientes y deshidratación con decantadores centrífugos. Por último, el lodo agroindustrial procede del tratamiento de las aguas residuales del procesado de pera en Murcia (España), sometido a procesos de flotación-cavitación, desnitrificación, aireación forzada y clarificación en un reactor UBSF siendo finalmente los lodos deshidratados mediante centrífuga.

Las cantidades de residuos utilizadas se calcularon para equilibrar la ratio C/N de las mezclas, estableciéndose sobre peso seco los siguientes porcentajes:

P1: 72,3% SS1 + 27,7% PL [46,6:53,4]

P2: 67,7% SS2 + 32,3% PL [42,2:57,8]

P3: 67,7% SS3 + 32,3% PL [36,2:63,8]

P4: 82,5% AS + 17,5% PL [42,8:57,2]

Las mezclas de 15 m<sup>3</sup> aproximadamente fueron dispuestas trapezoidalmente. Se voltearon de forma mecánica semanalmente para mejorar la aireación de la mezcla durante la fase termofílica y evitar el exceso de temperatura. La temperatura ambiental y de las mezclas se monitorizaron durante el proceso de compostaje mediante el uso de sondas térmicas conectadas a data loggers (HOBO-Data Logger U12-006). La humedad de cada pila se mantuvo dentro del rango óptimo (55-65%) para el desarrollo microbiano, regándolas tras cada volteo. La fase bio-oxidativa se dio por concluida cuando para cada pila la temperatura después de un volteo no aumentó y se mantuvo próxima a la temperatura ambiente. Esta fase se prolongó durante 139 días en P1, 152 días en P2, 116 días en P3 y 96 días en P4. Momento tras el cual se estableció un periodo de madurez de un mes.

Las muestras de compost se tomaron después de mezclar hasta homogenizar 7 submuestras obtenidas desde la parte superior hacia la parte inferior. Se realizaron 4 muestreos; I: fase inicial; T: estado termofílico; EB: final fase termofílica y M: periodo de madurez. Cada muestra representativa fue subdividida en dos submuestras para determinar su contenido de humedad después de secar la muestra a 105 °C durante 12 horas y la restante fue secada

#### 4. Resumen de material y métodos

a 45 °C, molida a un tamaño de partícula de <5 mm y almacenada para determinaciones analíticas.

##### **Determinaciones químicas y físicas**

En todas las mezclas los parámetros físico-químicos como pH y CE fueron evaluados en extracto acuoso 1:10 siguiendo el método EN 12176 (1998). La Humedad de las mezclas se calculó después del secado de las muestras a 105° C hasta peso constante según el método FCQAO (1994). La materia orgánica (MO), C orgánico total (Ct) y el nitrógeno total (Nt), así como la fracción hidrosoluble del carbono orgánico (WSC) fue realizada según Bustamante y col. (2012). Las pérdidas de MO fueron calculadas siguiendo la ecuación de Paredes y col. (2000).

Además, la capacidad de intercambio catiónico se evaluó usando el método de BaCl<sub>2</sub>-trietanolamina según Lax y col., 1986. La presencia de compuestos fitotoxicos se evaluaron por el método del Índice de Germinación (IG) de Zucconi y col. (1981) usando semillas de berros (*Lepidium sativum* L.). Mediante digestión nítrico-perclórica, se determinó el fósforo (P) colorimétricamente como ácido fosfórico molibdovanadato y sodio (Na) y potasio (K) por fotometría de llama (Jenway PFP7 Flame Photometer, Jenway Ltd., Felsted, Durmow, Essex, UK). Una vez los compost maduros, las propiedades físicas se evaluaron con los procedimientos de Bustamante y col., (2008).

##### **Análisis de fluorescencia**

Las muestras usadas se secaron previamente a 65°C para realizar una extracción 1:20 (p:v) con agua desionizada y agitadas a temperatura ambiente durante 24h. Después se filtraron los extractos (Whatman No. 2 paper) y 1 ml de muestra fue centrifugada durante 10 min a 15.000 rpm (SIGMA 2K15 centrifuge (rotor Nr. 12143)) (Maruenda-Egea y col. 2.007). En este trabajo, el espectro fluorescente soluble de los micrositos de materia orgánica de las 4 pilas de compost fue caracterizado obteniendo los tres principales compuestos asociados a diferentes rangos de longitudes de onda con los ácidos húmicos, fúlvicos y fracciones péptidas según Sierra y col. (2.005).

Para identificar el compuesto correspondiente a los picos de los diferentes fluoróforos presentes en las muestras fue necesario el uso de herramientas quimiométricas como PARAFAC (Parallel Factor Analysis) (Murphy y col. 2.014, Ohno y col. 2.008). Los picos de

dispersión Raman y Rayleigh se eliminaron con la técnica “excision interpolation” (Zepp y col. 2.004; Morales y col. 2016), antes de crear el modelo con PARAFAC. Este tipo de análisis fue descrito al detalle por Ohno y col. (2.008). El modelado y procesado de datos fue realizado con MATLAB (Mathworks, 2.005), usando diferentes algoritmos de N-vías (<http://www.models.life.ku.dk>). El diagnóstico de CORCONDIA se utilizó para estimar el modelo que mejor recopila la información trilineal (Murphy y col. 2.014). La fluorescencia se expresó como porcentaje de cada uno de los tres compuestos principales para evaluar la evolución de estos grupos durante el proceso de compostaje.

### **Análisis económico del valor NPK**

El valor económico de los nutrientes obtenido en los compost se determinó siguiendo el procedimiento usado por Jara-Samaniego y col. (2017a). El valor medio de mercado en €/tn para UREA, DAP y cloruro de potasio ha sido de 298,8 €, 204,9€ y 203,9 € respectivamente, según los precios marcados por el Banco Mundial (diciembre, 2016). Además, el porcentaje de unidades fertilizantes en UREA, DAP y cloruro de potasio es de 46 % N, 46 % P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y 60 %, respectivamente (MAPAMA, 2009). Teniendo en cuenta estos valores, la media de las unidades fertilizantes de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y K<sub>2</sub>O se estimó en 4,4, 14,8 y 4,1 €, respectivamente. En todos los compost maduros se consideró una concentración del 25% del peso fresco para establecer el valor económico de los principales nutrientes del compost.

### **Análisis estadístico**

El algoritmo de Marquard-Levenberg se utilizó para ajustar las pérdidas de materia orgánica del proceso como una función cinética, con el software Sigmaplot 11.0. La degradación de la materia orgánica durante el proceso de compostaje fue ajustada usando una función cinética de primer orden, según Bernal y col. (1996):

$$(\%) = A (1 - e^{-kt})$$

Donde, t corresponde a la duración del proceso de compostaje (días), A es la máxima degradación de la materia orgánica MO (%C), mientras que k es la ratio constante (d-1). La media cuadrática (RMS) y la significancia (F-value) fue calculada para comparar la significancia de la curva de ajuste estadístico y los ajustes de diferentes funciones.

#### 4. Resumen de material y métodos

Para el análisis estadístico de los valores obtenidos se empleó la ANOVA, seguido del test de menor diferencia significativa (LSD)  $P < 0,05$ . El Shapiro-Wilk y Levene test fueron utilizados para comprobar la normalidad y homogeneidad de las varianzas, respectivamente, antes del test ANOVA. Todos los análisis estadísticos han sido realizados con el software SPSS 15.0.

#### **ANÁLISIS COMPARATIVO DE LA CAPACIDAD FERTILIZANTE DE COMPOST DE PALMERA: ASPECTOS AGRONÓMICOS Y MEDIOAMBIENTALES**

##### **Diseño experimental**

Este experimento de campo que se realizó en la primavera de 2016 en las fincas agrícolas de la empresa “Hermanos Lucas S.L” sita en Librilla Murcia, España (N 37° 53' 16”; 37° 55'01.9” N 1°17'16.8” W; 180 m.s.n) a fin de comparar los efectos agronómicos y ambientales de las múltiples prácticas de fertilización en cultivos hortícolas intensivos. El suelo empleado está clasificado como calcaric fluvisol (IUSS, 2014) con una textura franco arcillosa (en %, 26,9±1,5 arena, 36,8±2,0 limo y 36,3±2,3 arcilla). Las principales características de la capa de 0-30cm del suelo son: color 10YR 7/3 marrón claro; carbono orgánico del suelo (COS) 0,59±0,02%; carbonatos totales equivalente 46,8±0,8%; carbonato activo 17,3±0,8 %; N total 0,077±0,002 %; N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 45±2 mg kg<sup>-1</sup>; pH, 8,37±0,05; conductividad eléctrica (CE), 0,47±0,02 dS m<sup>-1</sup>; densidad aparente, 1,44±0,05 kg m<sup>-3</sup>; capacidad de intercambio catiónico 13,9±0,2 meq 100g<sup>-1</sup>, y capacidad de retención de agua 301 g kg<sup>-1</sup>. El clima en el área de estudio es cálido semiárido. La temperatura media fue 17,2°C (23,2°C máx; 10,9°C min), humedad relativa media 46,75%, humedad del suelo y pluviometría total 62,5 l m<sup>-2</sup> (registrados en 8 episodios) durante el periodo del experimento (61 días). La información climática fue obtenida desde la estación meteorológica perteneciente al SIAM-IMIDA (Murcia) y localizada en sus instalaciones.

Se estableció un diseño experimental al azar por bloques con 4 repeticiones. 8 tratamientos fertilizantes fueron aplicados en pequeñas parcelas (2 m x 10 m) siguiendo una tasa de aplicación normalizada de N de 150 kg N total ha<sup>-1</sup>. NPK, fertilizante inorgánico NPK 15-15-15; NPK+DMPP, fertilizante inorgánico NPK de liberación lenta con ENTEC *Nitrofoska*<sup>®</sup> plus inhibidor de la nitrificación (NI) DMPP; BCompost, compost binario de biosólido con tronco de *Phoenix dactylifera* L.; BLCcompost, compost binario de biosólido con poda de hojas *Phoenix dactylifera* L.; GCompost, compost de jardinería urbana –césped-arbustos, *Morus alba* L., *tipuana*; VCowCompost, vermicompost de estiércol de vaca; DI, digestato de

digestor anaerobio alimentado con 30% purín de cerdo y 70% de lodo de depuradora de planta de procesado de tomate; WWTPBiosolid, biosólido de la planta depuradora de aguas residuales de Orihuela-Alicante. Un tratamiento sin fertilización fue incluido como control (B). Los fertilizantes fueron aplicados en la superficie y mezclados (0-10 cm de profundidad) con rotavator. La espinaca (*Spinacia oleracea*, var Scrhike RZ F1 con resistencia a *Peronospora farinosa f.sp. Spinaciae*) fue sembrada (1-1,5 cm de profundidad) en todas las parcelas el 27 de febrero de 2016 con una densidad de 150.000 plantas/ha<sup>-1</sup> y fue cosechada el 27 de abril de 2016. En el riego por goteo fue aplicado un total de 2470m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de agua usando goteros de 4 L h<sup>-1</sup> a 111 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> hr<sup>-1</sup>. El riego acumulado fue de 72 L m<sup>-2</sup>, pero debido a los requerimientos de la planta y el clima a partir del día 40 se aumentó la tasa de riego 2,38 L m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Las principales características del agua de riego son pH 8,64±0,02; CE, 2,96±0,05 dS m<sup>-1</sup>; Na, 0,24±0,02 g L<sup>-1</sup>. Según las pautas de Ayers y Westcot (1985), el riesgo de salinización es moderado-alto, sin riesgos de problemas de infiltración debido al Na o a la ratio Ca-Mg. El control de plagas se realizó de acuerdo a las normas de control integrado incluyendo *Bacillus thuringiensis* y Lambda cihalotrin para lepidópteros, Acetamiprid para pulmón (*Aphis sp.*) y Propamocarb + Fosetil para mildiu (*Peronospora farinosa*).

#### Determinaciones en los tratamientos, suelos y cultivo

El efecto de las enmiendas orgánicas en las propiedades físico-químicas, químicas y microbiológicas del suelo, así como el efecto residual de los tratamientos después de la cosecha (día 0 y 61 después de la aplicación) se evaluó mediante la recolección de muestras de la capa superficial del suelo (20 cm de profundidad). Para cada repetición de cada tratamiento se obtuvo una muestra compuesta de suelo combinando y mezclando 5 submuestras tomadas en diferentes puntos. Las muestras fueron tamizadas a 2 mm, después se eliminó la fracción de vegetación residual presente en ellas como pequeñas raíces y pequeñas piedras para finalmente dividirla en dos submuestras: una fue almacenada a 4º C para determinar la biomasa microbiana y la respiración del suelo, mientras que la otra se secó y se empleó para el resto de determinaciones. El pH y la conductividad eléctrica (CE) de las muestras de suelo fue medido en dilución de ratio 1:2,5 y 1:5 suelo:agua (p/v), respectivamente (Bustamante y col., 2007). El carbonato cálcico activo en el suelo fue medido por valoración del extracto 0,2 N oxalato de amonio (1:100 w/v) con 0,1 N KMnO<sub>4</sub>. La textura del suelo fue medida con el método del densímetro de Bouyoucos y por oxidación del C orgánico por el método modificado de Walkley y Black (Yeomans y Bremmer, 1989). El C orgánico y las formas de N (total Kjeldahl, nitratos y nitrógeno amonio) fueron analizados

#### 4. Resumen de material y métodos

en las muestras de suelo según los métodos descritos por Bustamante y col. (2007). El fósforo disponible fue determinado colorimétricamente por el método de Olsen y col. (1954). Las características físico-químicas y químicas de las enmiendas orgánicas empleadas en este experimento fueron determinadas según los métodos descritos por Paredes y col. (2015). Todas las determinaciones se realizaron por triplicado.

El rendimiento de los cultivos fue realizado segando y cortando la biomasa aérea de la espinaca en cada subparcela. La materia seca se realizó secando las muestras vegetales en horno a 45<sup>o</sup> C hasta peso constante. La composición mineral de las plantas fue determinada en el extracto de la digestión HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>. La determinación del C y N en el tejido vegetal de las muestras se realizó en un micro analizador elemental (EuroVector Elemental Analyser, Milano, Italy). La extracción de los nutrientes (N, P) y fijación de C en los tejidos aéreos vegetales fue determinada y expresada como kg ha<sup>-1</sup> para establecer el efecto general de los tratamientos, incluyendo desequilibrios en las plantas. Los nitratos en hoja fresca fueron determinados según la regulación de la Unión Europea (2006) y la Standard Reference EN12014-4:2005 (ENC, 2005). La eficiencia de uso de nitrógeno (NUE: Expresada como el porcentaje de fertilizante de nitrógeno aplicado extraído en la espinaca) se calculó mediante la diferencia de N con el N total del tratamiento control sin fertilizar (López-Bellido y col., 2005). La eficiencia de uso del Fósforo (PUE) se calculó de igual forma.

#### Medidas gases GEI

El muestreo del flujo de los gases GEI (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O) fue llevado a cabo durante la realización del experimento con mayor frecuencia en los primeros doce días posteriores a la aplicación de los tratamientos y a continuación semanalmente hasta la cosecha. Para éste propósito se usaron cámaras estáticas opacas (18,3 L y 0,108 m<sup>2</sup>). Después del sellado de las cámaras, las muestras de 80 mL equipadas con llave de paso, se transfirieron a viales pre-  
evacuados sellados con una membrana septum de neopreno hermético al gas, apropiados para cromatografía de gases (GC) (Abalos y col., 2013; Viguria y col., 2015). Las muestras fueron tomadas durante el mismo intervalo de tiempo (10-12 am) para minimizar los efectos de la variación diurna en las emisiones. Las concentraciones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O en las muestras de gas fueron determinadas por cromatografía de gases, usando un cromatógrafo de gases (GC) HP-6890, Agilent Technologies (Barcelona, Spain). Se usaron 3 mezclas de gases patrón (patrón alto con 1500 ± 7,5 ppm CO<sub>2</sub>, 10 ± 0,25 ppm CH<sub>4</sub> y 2 ± 0,05 ppm N<sub>2</sub>O; patrón medio con 600 ± 5,50 ppm CO<sub>2</sub>, 5 ± 0,15 ppm CH<sub>4</sub> y 1,5 ± 0,03 ppm N<sub>2</sub>O; y patrón bajo de 200

$\pm 1,00$  ppm CO<sub>2</sub>,  $1 \pm 0,05$  ppm CH<sub>4</sub> y  $1000 \pm 25$  ppb N<sub>2</sub>O) para determinar una curva para cada gas (Sanz-Cobeña y col., 2014). Las tasas de flujo de emisión de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O fueron calculadas según el cambio de concentración de gas durante el periodo de 60 minutos en que las cámaras estuvieron selladas. La linealidad de la difusión del gas en el espacio superior durante el periodo de estanqueidad fue previamente determinada, cada flujo pudo ser calculado a partir de una única determinación al final del período de cierre considerando el volumen de la cámara y la superficie del suelo (Van Cleemput and Boeckx, 2005). El acumulado de emisiones durante el experimento fue calculado como propone Menéndez y col., (2006), por multiplicación del flujo medio de dos determinaciones sucesivas por la duración del periodo de muestreo y sumando esa cantidad al total acumulado anterior. El factor de emisión directa de N<sub>2</sub>O fue calculado por la ecuación propuesta por Velthof y Mosquera (2011), la cual está en línea con el método del IPCC, y se refiere a la emisión de N<sub>2</sub>O por N aplicado (%), el cual fue calculado como la suma del N<sub>2</sub>O emitido (descontando las pérdidas de N<sub>2</sub>O del suelo control). El rendimiento a escala de N<sub>2</sub>O y las emisiones de NO fueron calculadas en base a los criterios de van Groenigen y col., (2010), considerando la extracción total de N (ej. grano y paja) y las emisiones acumuladas de N<sub>2</sub>O y NO, respectivamente.

### **Análisis estadístico**

Los análisis fueron hechos por triplicado. El análisis de la varianza a  $P < 0,05$  fueron realizados para todas las variables del experimento (excepto las climáticas). Las diferencias entre tratamientos fueron analizadas usando el contraste de Tukey B ( $P < 0,05$ ). El análisis de los datos fue llevado a cabo usando el paquete de software estadístico SPSS v21.0.





# 5. RESUMEN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

---



## 5. RESUMEN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se presenta una visión general de los Resultados y Discusión obtenidos de los diferentes trabajos que componen esta tesis doctoral para posteriormente realizar un análisis tematizado de los aspectos claves de los resultados obtenidos.

La biomasa de palmera en función de los experimentos realizados es una materia fibrosa con un contenido promedio de MO y COT de 87 y 42%, diferenciándose la rama del tronco en el mayor contenido de sales de éste último. Esta biomasa contiene una C/N de 20,7 para el tronco de palmera y 24,2 para la hoja de palmera datilera estudiada. El contenido promedio NPK del tronco de palmera es inferior al mostrado por la hoja de palmera. En función de lo anterior, la estrategia de valorización por compostaje se centra en maximizar el uso de *Phoenix dactylifera* L. junto a otros materiales residuales ricos en N, que permitan realizar un proceso óptimo de compostaje y la obtención de compost derivados de alto valor orgánico, nutritivo y económico.

Los procesos de compostaje elaborados en los experimentos del primer trabajo referente a su optimización y posterior escalado basándonos en tronco de palmera datilera y lodo agroindustrial, alcanzaron temperaturas termófilas especialmente elevadas en aquellas con mayor proporción de tronco de palmera, asegurando la eliminación de patógenos y su correcta higienización. Se ha estimado según el índice térmico EXI una proporción ideal de 67,6% de tronco de palmera en la mezcla. En todas las pilas, la evolución de la CE durante el proceso fue en alza debido al aumento de la concentración de iones producido por la degradación de materia orgánica. Los valores finales de CE resultaron elevados para el uso agronómico de los compost a pesar de que el contenido de materia orgánica se situó por encima del mínimo establecido por la legislación. Como muestra de la madurez de los materiales, se muestran generalmente la CIC y la IG correctas, y los compost obtenidos con lodos agroindustriales con un contenido de nitrógeno por encima del 2%.

Se desarrolló otra estrategia de co-compostaje basada en el uso de hoja de palmera datilera y lodos de diferentes procedencias. Esta estrategia fue exitosa con rápidos aumentos de la temperatura en todas sus pilas, destacando por su intensa fase termofílica y mayor EXI<sup>2</sup> aquellas pilas con mayor proporción de hoja de palmera usada. Esta intensidad produjo la disminución neta final de la materia orgánica, apreciándose variaciones en la tasa de degradación en función del lodo empleado. De igual forma que en la primera experiencia de la tesis, debido a las características físico-químicas de la hoja de palmera (7,3 dS/cm) apreciamos elevados

## 5. Resumen de resultados y discusión

contenidos de sales, que aumentan durante el proceso de compostaje. El estudio avanzado de la evaluación de la materia orgánica usando fluorescencia nos indica que, de los 3 fluoróforos estudiados gracias a la espectroscopía, los péptidos y ácidos fúlvicos se comportan disminuyendo ya que su nitrógeno es metabolizado en primer lugar por los microorganismos descomponedores, y los ácidos húmicos aumentando, durante los procesos de compostaje estudiados.

La calidad y madurez final de los compost fué óptima a nivel de higienización del material, ausencia de compuestos fitotóxicos, (como demuestran los resultados del Índice de Germinación (IG) realizados) y el grado de madurez alcanzado (elevada CIC y ratio CIC/Ct). Además, la alta concentración de nutrientes esenciales (NPK) en los compost producidos aportan mayor valor económico que el obtenido por otros autores. Las limitaciones agronómicas como medios de cultivo de los compost a causa de la elevada CE y su pequeña capacidad total de retención de agua quedan resueltas gracias a las óptimas propiedades físicas mostradas (densidad aparente y espacio poroso total), contrarrestadas con pequeños y frecuentes riegos.

En la última fase de esta tesis doctoral se ha verificado la calidad agronómica y las implicaciones ambientales que ofrecen en condiciones de agricultura intensivista los compost producidos en las experiencias previas. Para ello se han evaluado diferentes parámetros relativos, como el rendimiento de cosecha. Los tratamientos orgánicos frescos muestran un rendimiento desigual, siendo el digestato uno de los tratamientos que mejor rendimiento mostró de todo el experimento. Entre los tratamientos orgánicos compostados no existen diferencias significativas en su buen rendimiento, salvo para el comportamiento mostrado por el vermicompost siendo el que mayor rendimiento mostró en el ensayo. Desigual se aprecia el rendimiento entre los fertilizantes inorgánicos, diferenciándose un pobre rendimiento del NPK respecto al buen rendimiento mostrado por el fertilizante con inhibidor de la nitrificación.

Los tratamientos que mejor eficiencia de extracción de nitrógeno (NUE) han mostrado son DI>VCowCompost>BLCompost en ese orden. La enmienda fresca WWTPBiosolid ha registrado el peor NUE del cultivo debido a su naturaleza y composición, significativamente menor que las enmiendas orgánicas compostadas, donde la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en hoja se mantuvo por debajo de los límites que marca la legislación europea, siendo inducidos los valores más altos por los compost debido a su madurez. Por último, entre los fertilizantes inorgánicos se aprecia positivamente el efecto del compuesto inhibidor de la nitrificación DMPP, en niveles similares a los compost empleados. Diferente comportamiento se observa en la eficiencia de uso del

fósforo (PUE), con tendencia a la inmovilización en suelos alcalinos y cálcicos, puesto que ningún tratamiento superó el 10% de eficiencia.

Los fertilizantes orgánicos frescos no han mejorado el COS durante el experimento, a diferencia de los tratamientos orgánicos estabilizados que mejoran el stock de C en conjunto al comienzo y al final del ciclo de cultivo. Sin embargo, entre los fertilizantes inorgánicos existen diferencias, el fertilizante NPK mejora el contenido de carbono a los 61 días mientras que el fertilizante NPK+DMPP junto al control producen un descenso del Stock de C del suelo al final del cultivo.

Entre las implicaciones ambientales evaluadas cabe destacar las bajas emisiones acumuladas de N<sub>2</sub>O, por debajo del factor de emisión del 1% propuesto por el IPCC, solamente alteradas por episodios de lluvia. En caso del CH<sub>4</sub> se produce de forma general en este tipo de suelos un efecto sumidero (a excepción de la aplicación de lodo fresco), que se aprecia más intenso durante la última parte del experimento debido a las nuevas condiciones del suelo. En esa parte final del experimento, las condiciones de la zona rizosférica del suelo fueron óptimas para el desarrollo de la actividad microbiana y producción de mayores flujos de emisión de CO<sub>2</sub>. El uso de compost como enmienda fertilizante disminuyó las emisiones GEI y registró menor GWP que el resto de fertilizantes, contrastando con el inhibidor de la nitrificación del fertilizante NPK+DMPP que no logró mejorar la eficiencia de extracción de N del grupo de fertilizantes orgánicos a pesar de disminuir sus emisiones de N<sub>2</sub>O.

## **OPTIMIZACIÓN Y ESCALADO DE CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS DE PALMERA CON LODOS AGROALIMENTARIOS**

Las pilas elaboradas en este trabajo alcanzaron temperaturas termofílicas (>40°C) durante la primera semana de compostaje, especialmente en la Pila C4 y C3, ambas elaboradas con las proporciones más elevadas de tronco de palmera (66% y 79,5%). El índice térmico EXI de las mezclas compostadas en el Experimento 1 estima una óptima proporción de residuo de tronco de palmera para utilizar en el escalado del proceso de compostaje en 67,6%. La Pila D, creada en el escalado comercial del Experimento 2, ha alcanzado valores termofílicos superiores a 55°C desde la primera semana y durante más dos semanas, asegurando la eliminación de microorganismos patógenos y su higienización de acuerdo a la normativa europea vigente.

Todas las mezclas del Experimento 1 mostraron valores de pH entre 5,9 y 6,1 con tendencia de evolución hacia pH neutros (6,4-7,1) al final del proceso gracias a la degradación de los

## 5. Resumen de resultados y discusión

compuestos acidogénicos como los grupos carboxílicos y fenólicos. La pila D formada en el Experimento 2, tuvo un comportamiento similar (pH= 6,7-6,9) durante el proceso de compostaje. La conductividad eléctrica (CE) fue elevada en todas las mezclas al comienzo (> 5,67 dS/cm) del proceso de compostaje con una evolución hacia el incremento de la misma debido al aumento en la concentración de iones que ha producido la degradación de materia orgánica. El contenido de materia orgánica en las pilas de la primera experiencia disminuyó desde 72,1-86,6% hacia 52,5-76,6% observándose en las pilas con menor proporción de tronco de palmera valores más elevados al final del proceso. La pila D también siguió esta tendencia (58,8-42,7%) mostrada por el resto.

En todos los compost finales el valor del pH fue cercano a neutro y adecuados para uso agronómico. Sin embargo, los valores de CE resultaron elevados por el uso de materiales con salinidad elevada. Para todos los compost el contenido de materia orgánica fue superior al mínimo establecido por normativa europea (>30%) (Comisión Europea, 2014). El contenido en NT más alto por encima del 2%, se observó en la pila con la mayor proporción de lodo agroindustrial. Los valores de P y K entre los compost fueron muy similares dado que se emplearon los mismos materiales iniciales. Por otro lado, el contenido de CIC de los compost fue cercano o superior al mínimo necesario para considerarse maduro. En general, el test de germinación (IG) indicó que no se encontraron compuestos fitotóxicos (IG>50%) en el producto final con salvo para el compost C1.

### **VALORIZACIÓN DE BIOMASA DE PALMERA DATILERA (*PHOENIX DACTYLIFERA* L.) MEDIANTE CO-COMPOSTAJE CON LODO URBANO Y AGROINDUSTRIAL**

#### **Perfil térmico y exotérmico**

Todas las mezclas elaboradas en este trabajo mostraron un rápido aumento de la temperatura, alcanzando en la primera semana más de 40°C, temperatura que fue mantenida durante al menos dos semanas. En la fase termofílica se observan comportamientos diferentes en función de la proporción de agente estructurante utilizado, como demuestran los valores reflejados en el Índice Cuadrático Exotérmico (EXI<sup>2</sup>), con fase termofílica más intensa en las pilas con mayor proporción. Concretamente, la fase termofílica (> 40°C) de las pilas P1 y P2 fue más larga, y a su vez las pilas P2 y P3 registraron el mayor número de días con temperaturas termofílicas. Por el contrario, la pila P4 con menor proporción de agente estructurante y un lodo diferente registró el menor número de días en fase termofílica.

### **Mineralización de la materia orgánica**

El porcentaje de materia orgánica de las pilas disminuyó al final del proceso de forma general en todas ellas, indicativo de la degradación de la misma durante el proceso de compostaje llevado a cabo. Esta intensa degradación se dió especialmente durante la fase termofílica del proceso, como ocurrió en la mezcla P1, que mostró el mayor índice EXI<sup>2</sup> y pérdida de materia orgánica respectivamente. Después de la fase bio-oxidativa cuando el proceso llega al periodo de madurez la degradación de materia orgánica es mínima, ya que los materiales están bio-estabilizados.

El perfil de las pérdidas por degradación de materia orgánica en todas las pilas, se ajustó en el modelo cinético de primer orden, mostrando todas las ecuaciones alta significancia ( $P < 0,001$ ) y valores de A y k ligeramente superiores a los reportados por otros autores. Además, el origen del lodo empleado en las mezclas influyó en la tasa de degradación (k), mostrándose el lodo agroindustrial de la mezcla P4, el menor valor.

### **Cambios en las propiedades físico-químicas y químicas**

El pH de las pilas P1, P2 y P3 disminuyó ligeramente al final del proceso, mientras que el pH de la pila P4 no varió, mostrándose todas las pilas dentro del rango adecuado para su uso agrícola y todas excepto P4 en el rango de uso del compost como substrato. Todas las pilas han mostrado valores de CE elevados debido al contenido en sales de la hoja de palmera (7,3 dS/m), estos valores aumentaron durante el proceso de compostaje por la mineralización de la MO y por la pérdida de masa de cada pila. Los compost maduros obtenidos pueden tener limitaciones agronómicas debido a los elevados valores de CE.

La ratio C/N de las pilas fue mayor de 20 sólo en P1, esto no impidió que durante el proceso de compostaje en todas las pilas estudiadas disminuyera la ratio C/N, hecho que se produjo acompañado de la máxima degradación de MO en fase bio-oxidativa del proceso. El descenso de la fracción orgánica de C hidrosoluble indicó la correcta descomposición llevada a cabo durante los procesos de compostaje y la madurez de los compost.

### **Espectro de fluorescencia EEM**

La espectroscopía de fluorescencia de emisión-excitación aporta información que permite evaluar los cambios producidos en la materia orgánica durante el proceso de compostaje, gracias a las propiedades fluorimétricas de la materia orgánica hidrosoluble. El modelo utilizado

## 5. Resumen de resultados y discusión

para ello es PARAFAC, capaz de identificar en diferentes rangos de longitudes de onda 3 compuestos. El compuesto 1 está asociado a los anillos aromáticos de ácidos de cadena larga como los húmicos, el compuesto 2 está asociado a péptidos y proteínas, y el compuesto 3 se atribuye a los anillos aromáticos presentes en las moléculas de los ácidos fúlvicos.

En los procesos de compostaje, se pueden encontrar 2 o 3 fluoróforos. En muestras desconocidas, la elección es estimada con el valor aproximado en CONCORDIA, el cual debería ser cercano a 100%. En nuestro trabajo, el modelo de PARAFAC estimó 3 fluoróforos que obtuvieron un valor de fiabilidad de CONCORDIA de 91,2%.

Este trabajo mostró que cada componente tiene una evolución diferente. Los ácidos húmicos (componente 1) aumentaron durante el compostaje mientras que los péptidos y ácidos fúlvicos (componentes 2 y 3 respectivamente) disminuyeron durante el proceso. Esto se explica debido a que los péptidos de los materiales con que se formaron las mezclas, son metabolizados rápidamente por los microorganismos ya que constituyen una fuente de nitrógeno fácilmente disponible, por lo que toda esta microbiota estimulada degrada fácilmente los péptidos en las primeras fases del proceso de compostaje.

### **Calidad y valor económico del compost final**

Todos los compost producidos están dentro del rango adecuado para los parámetros que determinan la madurez final. Por ejemplo, los valores obtenidos de la CIC y la ratio CIC/Ct fueron mayores (CIC > 67 meq/100 g MO; CIC/Ct > 1,9 meq/g Ct) que los reportados por diversos autores. El índice de germinación (IG) además fue alto y destaca por la ausencia de fitotoxinas en el compost final, corroborando lo expuesto anteriormente acerca de la madurez obtenida en los compost.

La concentración de macronutrientes (NPK) en los compost ha sido similar o superior a la obtenida en otros trabajos con similares tipos de lodos empleados, donde destacan el elevado nivel de P en las pilas elaboradas con lodo urbano y el elevado contenido de K en las pilas hechas con lodo agroindustrial. Igualmente, las propiedades físicas de los compost finales determinan su conveniencia como medios de cultivo. La densidad aparente (BD) y el espacio poroso total (TPS) mostraron niveles óptimos para su uso como sustrato. Sin embargo, la capacidad total de retención de agua (TWHC) aunque mostró niveles por debajo del rango correcto (550-800 ml/L), no supone un hándicap para el uso de estos materiales como sustrato en tanto en cuanto frecuentes riegos en pequeñas cantidades contrarresta este aspecto.



El valor económico de los compost obtenidos es mayor que el del compost producido en otras experiencias de co-compostaje de residuos sólidos urbanos, gracias a los mayores contenidos en nutrientes de los compost obtenidos en este trabajo. El contenido nutricional presente, el valor agronómico añadido y el potencial económico de los compost elaborados se ponen de manifiesto con los resultados mostrados.

## **PRODUCCIÓN DE ESPINACA EN SISTEMAS HORTÍCOLAS INTENSIVOS MEDITERRÁNEOS DE FORMA SOSTENIBLE CON FERTILIZANTES DE BASE ORGÁNICA SIN PENALIZACIONES DE RENDIMIENTO Y BAJOS IMPACTOS AMBIENTALES**

### **Rendimiento, extracción de carbono y nutrientes por las espinacas**

El mayor rendimiento de la cosecha se produjo en las parcelas fertilizadas con el tratamiento fresco DI (digerido) y el vermicompost (VCowcompost). No se observaron diferencias significativas entre los tratamientos con compost y tampoco entre los tratamientos con fertilizantes sintéticos, con o sin propiedades de liberación lenta. En general, el rendimiento del cultivo fue similar en todos los tratamientos. Aquellos con menor contenido de N (VCowCompost o DI por ejemplo) reportaron mayores rendimientos, probablemente debido a una mejor distribución y homogeneización de los nutrientes en la rizosfera, asociado a una mayor cantidad de enmienda aplicada para alcanzar la tasa de aplicación de N de 150 kg N ha<sup>-1</sup>. Se observó el efecto contrario para los fertilizantes sintéticos, posiblemente debido a su formulación física y / o al uso del inhibidor de la nitrificación DMPP en NPK + DMPP. La fijación de C atmosférico por la espinaca estuvo positivamente correlacionada con el rendimiento de la cosecha obtenido.

En cuanto a la concentración de nitratos en la hoja de espinaca, los fertilizantes nitrogenados sintéticos indujeron menos concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> que la mayoría de los compost empleados, además las enmiendas orgánicas frescas mostraron la concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en las hojas más alta. El contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> acumulado en los tejidos foliares de las espinacas estuvo entre 280 y 1906 mg kg<sup>-1</sup>, estos resultados están en consonancia con los obtenidos por otros autores. Las enmiendas frescas mostraron las mayores acumulaciones NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el cultivo, a pesar de ello, estuvieron por debajo de los límites legales establecidos por la comisión de la UE (< 3.500 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> kg<sup>-1</sup>). El uso de DMPP en nuestro ensayo no redujo el contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> comparado con el tratamiento NPK, mostrando ambos niveles bajos. Las enmiendas orgánicas aplicadas produjeron las concentraciones de nitratos más elevadas. La concentración de nitratos en planta es resultado de un balance entre la extracción y la translocación, y la reducción de este

compuesto por amonio, el cual es posteriormente incorporado en aminoácidos (Maynard y col., 1976).

Las enmiendas orgánicas DI y VCowCompost mostraron altas eficiencias de extracción de nitrógeno (NUE). Los niveles más bajos de NUE se registraron por el tratamiento NPK y el biosólido WWTPBiosolid, mostrando diferentes dinámicas de N en el sistema suelo-planta para cada grupo de tratamientos. La presencia de Nitrógeno inorgánico produjo incrementos de NUE de hasta dos veces, mientras que los valores de NUE en los tratamientos orgánicos estabilizados están directamente relacionados con la presencia de compuestos recalcitrantes de los residuos vegetales, siendo menor cuanto mayor es el contenido de lignina presente en los compost (BCompost=GCompost>BCompost; 19 y 33 % respectivamente). Las enmiendas frescas mostraron diferentes eficiencias entre sí debido a su mineralización. Los fertilizantes sintéticos mostraron eficiencias de extracción de N similares a los compost, por lo que el tratamiento NPK+DMPP junto a DI, VCowCompost y BCompost han mostrado una gestión eficiente del N en términos de rendimiento, extracción y baja acumulación de  $\text{NO}_3^-$ . No ocurrió lo mismo con la elevada acumulación de  $\text{NO}_3^-$  del fertilizante NPK, en riesgo de pérdidas por lixiviación y volatilización por  $\text{NH}_3$ .

En lo que respecta a la eficiencia de uso del fósforo (PUE), se observó que la enmienda vermicompostada VCowCompost mejora las reservas de P disponible al comienzo del experimento de forma superior a las del resto de enmiendas. Asimismo, los valores de PUE muestran una acumulación neta de P en los suelos, debido a la naturaleza de los suelos alcalinos y cálcicos donde se desarrolló el ensayo, aspecto relacionado con que en una especie tan extractante como la espinaca éste índice no superara valores del 10%. La aplicación de enmiendas orgánicas probablemente estimuló la microbiota presente en el suelo y responsable de la producción de la enzima fosfatasa ácida, la cual controla la mineralización de P. En este sentido, el bajo valor del índice PUE muestra que la dinámica de P en el sistema suelo-planta sugiere una inmovilización donde las enmiendas incrementaron el pH, causando la precipitación de Al y Fe, la formación de complejos orgánicos con Al y el bloqueo de los micrositios de sorción de P por los compuestos orgánicos (Castán y col., 2016).

### **Carbono orgánico y concentración de nutrientes en el suelo**

Los compost y vermicompost empleados fueron los únicos tratamientos mejoradores del COS al comienzo del ensayo (entre 1,6 y 3,9 kg C/t), directamente relacionado con sus altos contenidos de residuos de plantas. El laboreo previo a la siembra también produjo un

incremento del COS en los suelos control sin fertilización comparado con los valores iniciales originales. Tras 61 días de cultivo el COS disminuyó en las parcelas Control y NPK+DMPP, sin embargo, el tratamiento sintético NPK produjo un incremento significativo de C en el suelo. Los valores de COS también disminuyeron para los compost y vermicompost desde el inicio. Todos los compost y vermicompost produjeron los mismos incrementos de N Kjeldahl (N amonio + orgánico) que los fertilizantes sintéticos. Después del ensayo, BCompost, BLCompost y GC compost fueron los únicos tratamientos capaces de mantener altos contenidos de N mineral comparados con la parcela control sin fertilización. Por otro lado, la formulación del fertilizante NPK demostró aportar menos  $\text{NO}_3^-$  al suelo respecto al NPK+DMPP (48 vs 65 mg N-  $\text{NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ ). La concentración más alta de  $\text{NO}_3^-$  en el ensayo ha sido aportada por los compost, asociada a su madurez, aunque durante el ensayo disminuyó en todos los tratamientos de forma generalizada. A excepción del WWTPBiosolid, todos los tratamientos mejoraron la cantidad de P disponible en el suelo, con especial mención al vermicompost aplicado. La concentración de P disponible al final del experimento fue menor en todos los tratamientos, siendo la reducción más pronunciada en las parcelas con los fertilizantes sintéticos y DI.

#### **Emisiones GEI, producción a escala emisiones $\text{N}_2\text{O}$ y GWP**

Las emisiones acumuladas de  $\text{N}_2\text{O}$  han sido bajas, salvo las medidas en el tratamiento WWTPBiosolid (0,19 kg N-  $\text{N}_2\text{O ha}^{-1}$ ). Las emisiones diarias de  $\text{N}_2\text{O}$  aumentaron tras la aplicación de los tratamientos excepto en VCowCompost y GCompost, que junto a la respiración del suelo se incrementaron cuando la humedad del suelo (día 10) aumentó gracias a episodios de lluvia. Aún con todo, las emisiones acumuladas fueron menores que el factor de emisión (1%) que propone el IPCC por defecto. Nuestros resultados están en concordancia con los obtenidos por otros autores, directamente relacionados con las condiciones edafoclimáticas del área de cultivo, las características fertilizantes y el sistema de cultivo (tasa de aplicación de N y sistema de irrigación). La media de EF de  $\text{N}_2\text{O}$  en nuestro trabajo fue del 0,02% y está relacionada directamente con la irrigación y gestión del N así como el carbono orgánico añadido con los fertilizantes, favoreciendo la completa desnitrificación y mejora de la ratio  $\text{N}_2\text{O} / \text{N}_2$ .

La evolución negativa que lleva a cabo el nitrato hasta el final del cultivo puede deberse a la mejora de las tasas de desnitrificación, lixiviación de N y extracción de N. De esta forma, creemos que, en zonas secas del suelo, el bajo WFPS (limitante de la desnitrificación) y cerca de los goteros, el alto WFPS (favoreciendo la completa desnitrificación), son los responsables de los bajos flujos de emisión de  $\text{N}_2\text{O}$ . Además, la distribución de las diferentes formas de N ( $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$ ) mineral en el suelo también contribuye a este efecto. El agua puede aumentar las tasas de

## 5. Resumen de resultados y discusión

mineralización de los fertilizantes orgánicos menos estables gracias a la estimulación de la actividad microbiana, como ocurrió con las emisiones de  $N_2O$  y de  $CO_2$  tras el episodio de lluvia del 10º día de cultivo. A pesar de esto, la emisión de  $N_2O$  es posible que disminuya en las parcelas irrigadas con fertilizantes sintéticos si estos son aplicados en perfiles profundos del suelo.

Diariamente se reporta un efecto sumidero de  $CH_4$  en el suelo de todas las parcelas, a excepción de la Control y la fertilizada con WWTPBiosolid (relacionada con la oxidación de  $CH_4$  en suelos calcáreos semi-áridos). La intensidad de este proceso aumentó en el último tercio del ensayo. Esto puede deberse a factores como la fertilización de N y el pH del suelo. En nuestro ensayo los valores de pH cercanos a 8 favorecieron este efecto en el flujo de  $CH_4$  salvo para el control sin fertilización y WWTPBiosolid. La intensidad de este efecto fue mayor en la última parte del experimento (día 40-61), posiblemente debido al incremento de la humedad por el aumento de la cobertura, a la irrigación y a la liberación de amonio por parte de los tratamientos fertilizantes. Con las emisiones acumuladas de  $CH_4$  se dio un efecto similar al citado anteriormente y que es común a los suelos calcáreos semiáridos. Esto puede permitirnos suponer que el principal factor determinante de la oxidación de  $CH_4$  habría sido la concentración de N mineral ( $0,93 \text{ g Kg}^{-1}$  en el caso de VCowCompost, el tratamiento con la concentración más baja de  $NH_4^+$ ).

El flujo de emisión de  $CO_2$  fue mínimo en los primeros 40 días de experimento (no superaron los  $6 \text{ g C-CO}_2 \text{ day}^{-1}$ ), con momentos de máxima emisión a los 40 días desde la aplicación de los tratamientos, tras ese periodo todos los tratamientos registraron mayores emisiones acumuladas de  $CO_2$ . Esto se puede asociar con la mejora de la actividad microbiana debido al aumento de las reservas de N por la mineralización de la materia orgánica y el aumento de la temperatura y humedad del suelo. A excepción de los tratamientos DI y NPK, las emisiones acumuladas se incrementaron por la fertilización en todos los casos respecto al control. La aplicación del lodo de aguas residuales aumentó los flujos de emisión gracias a la presencia de materia orgánica fresca y lábil. Este supuesto fue ratificado al observar que la emisión más baja se produjo en los suelos donde se aplicó el material digerido, cuyo C orgánico lábil fue transformado previamente en  $CH_4$ . El rango de emisiones acumuladas se situó entre  $184$  y  $589 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ .

Sólo dos fertilizantes (VCowCompost y GCompost) han registrado un GWP negativo, el resto de fertilizantes que muestran un GWP más elevado por este orden son: WWTPBiosolid > DI > NPK. En relación al GWP, las enmiendas frescas u orgánicas no estabilizadas y los fertilizantes inorgánicos no especializados produjeron pérdidas significativas de  $N_2O$ ; sin embargo, sólo el

WWTPBiosolid mostró diferencias significativas comparadas con el control (GWP hasta 6 veces mayor que el siguiente tratamiento).

### **Evaluación integrada de la fertilización orgánica en un sistema hortícola Mediterráneo**

La actuación medioambiental de cualquier tratamiento fertilizante basado en un indicador como la huella de C del sistema de producción debe ser integrada incluyendo la variación del stock de C y el rendimiento del cultivo como indicador económico para optimizar cada solución fertilizante acorde a cada escenario agronómico específico. La intensidad de emisión de N<sub>2</sub>O podría ser un buen indicador agroambiental de las prácticas agrícolas. En este sentido, el uso de materiales compostados en nuestro ensayo disminuyó las emisiones GEI y por tanto menor GWP sin penalización en el rendimiento del cultivo, esto se ve reflejado en el rendimiento a escala emisiones de N<sub>2</sub>O. Por el contrario, la adición de Nitrógeno inorgánico no aumentó la extracción de N de los cultivos en el caso del fertilizante NPK+DMPP, aunque disminuyeran las emisiones de N<sub>2</sub>O respecto al control. El GWP aumentó con la aplicación de todos los tratamientos fertilizantes, excepto con los materiales orgánicos compostados y el fertilizante sintético con NI. Las parcelas tratadas con biosólidos incrementaron todos los valores de GWP debido a sus características (alta concentración de materia orgánica lábil y N mineral) y a su interacción con el suelo que mejoró la producción microbiana de gases GEI, principalmente debido a la desnitrificación.

Además de las pérdidas gaseosas, la consideración de los impactos de la aplicación del fertilizante sobre el carbono del suelo podría dar una idea de las posibles implicaciones de estas enmiendas sobre la estructura del suelo y la acumulación de C en los suelos agrícolas, crucial para cualquier estrategia de mitigación y adaptación al cambio climático. Nuestros resultados muestran que nuestras enmiendas orgánicas aplicadas incrementaron el COS inmediatamente después de su aplicación y tras los 61 días que duró el cultivo comparado con el resto de fertilizantes sintéticos empleados. En el caso de estos últimos, la neutralidad del COS en el suelo se perdió después del ciclo de cultivo de forma significativa. También disminuyó el contenido del COS en los tratamientos WWTPBiosolid y DI debido a la degradación de las formas más lábiles de C. Para los compost y vermicompost empleados en el ensayo, el COS también disminuyó desde los valores iniciales reportados, como consecuencia de la mineralización, estimulada por una mejora de las condiciones (altas temperaturas, aumento de la irrigación) de los procesos de degradación en el suelo del cultivo durante la segunda parte del experimento. Se demuestra en este trabajo que, el uso de subproductos compostados procedentes de la industria hortícola como fertilizantes puede llevar a un rendimiento sostenible de todo el sistema de producción

## 5. Resumen de resultados y discusión

en términos de emisiones GEI y rendimiento de los cultivos, formando parte de una agricultura basada en la economía circular.



## 6. CONCLUSIONES GENERALES

---





## 6. CONCLUSIONES GENERALES

### OPTIMIZACIÓN Y ESCALADO DE CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS DE PALMERA CON LODOS AGROALIMENTARIOS

En el experimento de optimización y escalado de co-compostaje a escala industrial, los materiales utilizados para el compostaje y las proporciones de la mezcla empleadas han resultado óptimos y viables como tecnología de gestión y reciclaje de estos residuos. Los compost han mostrado buen grado de madurez y unas correctas propiedades físico-químicas y químicas, exceptuando solamente el carácter salino que puede limitar su uso agronómico. El uso del parámetro exotérmico EXI se ha mostrado como una herramienta eficaz para analizar el comportamiento térmico de las pilas permitiendo la correcta validación de las mezclas para su escala comercial.

### VALORIZACIÓN DE BIOMASA DE PALMERA DATILERA (*Phoenix dactylifera* L.) MEDIANTE CO-COMPOSTAJE CON LODO URBANO Y AGROINDUSTRIAL

Los resultados obtenidos en este trabajo muestran que el co-compostaje de residuos de palmera datilera con diversos tipos de lodos es un tratamiento viable para la gestión de estos residuos orgánicos. Todas las mezclas se han higienizado correctamente y han mostrado altos contenidos en nutrientes y buenas propiedades físicas, lo que le aporta valor económico adicional. El uso agronómico de los compost desarrollados puede verse limitado por el elevado contenido en sales, sin embargo, estudios futuros podrán determinar el contenido óptimo de residuos de palmera para reducir la salinidad del compost final.

### PRODUCCIÓN DE ESPINACA (*Espinacia oleracea* L.) EN SISTEMAS HORTÍCOLAS INTENSIVOS MEDITERRÁNEOS DE FORMA SOSTENIBLE CON FERTILIZANTES DE BASE ORGÁNICA SIN PENALIZACIONES DE RENDIMIENTO Y BAJOS IMPACTOS AMBIENTALES

Los escenarios de fertilización probados mostraron diferencias significativas en las emisiones de GEI sin variaciones significativas en el rendimiento y la calidad del cultivo de espinacas

irrigada en condiciones mediterráneas. Algunos de los tratamientos de base orgánica evaluados muestran un doble efecto positivo en las capacidades de producción y mitigación. El vermicompostaje y el compost específico parecen ser las opciones más sostenibles para la producción de espinacas con el fin de alcanzar los requisitos de rendimiento y los objetivos de mitigación de GEI, similares a los fertilizantes sintéticos mezclados con el inhibidor DMPP de nitrificación. Sin embargo, en contraste con esta estrategia de fertilización, los materiales compostados también aumentaron la capacidad de almacenamiento de C en los suelos, lo que mejoró los sistemas de producción hortícola en las áreas mediterráneas. Los nitratos en las hojas de espinaca mejoraron con las enmiendas orgánicas frescas y el compost derivado de los abonos en comparación con la fertilización mineral o el compost verde, todos ellos se encuentran bajo los requisitos legales. Los impactos de los tratamientos fertilizantes en la calidad de los cultivos deben abordarse, principalmente en casos de cultivos con alto riesgo de acumulación de  $\text{NO}_3^-$  en las hojas, como es el caso de las espinacas. Teniendo en cuenta estos indicadores de implicaciones tanto para el medio ambiente como para la salud de manera integrada, las mejores estrategias de fertilización para reducir la exposición a altos niveles de  $\text{NO}_3^-$  fueron los materiales compostados, particularmente GCompost y BCompost.



## 7. PERSPECTIVAS DE FUTURO

---



## 7. Perspectivas de futuro

Durante la elaboración de este trabajo, he podido detectar determinados aspectos de carácter negativo y positivo sobre la gestión, tratamiento y valorización de los residuos orgánicos que voy a tratar a continuación formando unas perspectivas de futuro. Una de las grandes debilidades que he podido encontrar tras trabajar con biomasa de palmera son sus especiales características físico-químicas (alto contenido en sales, grandes volúmenes de biomasa, dificultad de trituración, etc.) que ralentizan el proceso de compostaje y por consiguiente puede ocasionar dificultades cuando se pretenda extrapolar los experimentos elaborados a un modelo de gestión de residuos real. También es destacable la dificultad en el pretratamiento de estos materiales que dificulta su compostaje.

Otra cuestión tiene su origen en los actuales modelos de gestión de residuos. Por lo comprobado durante la elaboración de las pilas de compostaje en las instalaciones experimentales de la Escuela Politécnica Superior de la Universidad Miguel Hernández en Orihuela, una de las debilidades de los actuales modelos de gestión es la falta de infraestructuras específicas capaces de tratar el ingente volumen de residuos orgánicos que se están ya generando. Aquí es donde se muestra patente la lentitud de las administraciones públicas en adaptar sus modelos de gestión de residuos para tratarlos, así como para recogerlos adecuadamente en origen.

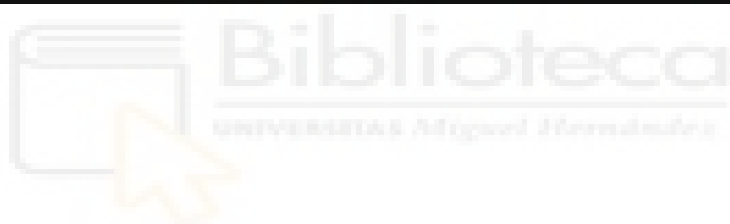
La agricultura intensiva también está sufriendo gravemente los efectos de las malas prácticas llevadas a cabo (desestructuración de suelos por la pérdida de materia orgánica, salinización, baja productividad, etc). Este sector necesita de cambios en su gestión basados en el conocimiento aportado por este tipo de trabajos e impulsados por las nuevas normativas que valoran el aporte de materia orgánica compostada al suelo en un entorno de economía circular, es aquí donde este sector puede encontrarse la fortaleza necesaria, y este debe ser uno de los pilares de la agricultura sostenible. Estamos sin duda ante el difícil reto de adaptar nuestra sociedad, movidos por el nuevo marco normativo europeo, contando con la experiencia previa de muchos programas piloto y otros modelos implantados con éxito en algunas comarcas de nuestro país.

En este contexto, los grandes retos y oportunidades en la gestión de flujos de materia orgánica en entornos mediterráneos se centran en:

1. Sustitución y eliminación de las quemas agrícolas por islas de compostaje que permitan reciclar nutrientes y aportar la materia orgánica compostada que necesitan los deficitarios suelos de nuestra geografía mediterránea, o en su defecto crear mulching.
2. Identificación de flujos residuales valorizables de todos los sectores, incluyendo las fuentes urbanas. En este sentido, jardinería urbana, en jardinería y residuos de palmáceas pueden acoplarse con la fracción orgánica recogida en origen y con modelos de compostaje comunitario, agrocompostaje y plantas comarcales de agrocompostaje.
3. Los lodos de depuradora urbana e industria agroalimentaria: en un entorno normativo cambiante, su estabilización mediante compostaje es quizás la mejor solución para su higienización definitiva, la reducción del coste económico y ambiental de su transporte masivo por carretera.
4. Coordinación entre agentes productores de residuos del sector agrícola, ganadero, agroindustrial y urbano, a nivel comarcal, para encontrar las sinergias que permitan una adecuada cogestión de los flujos residuales orgánicos.
5. Educación ambiental en reciclaje de residuos orgánicos y concienciación sobre los efectos perjudiciales y perspectivas de futuro del cambio climático dirigido a todas las edades y estratos de la sociedad.
6. Creación de nuevos empleos específicos para la introducción del compostaje en nuestra sociedad.
7. Convencer sobre el cambio de gestión necesario en el entorno de la agricultura intensiva hacia una agricultura más sostenible, empezando por la sustitución de los fertilizantes inorgánicos por enmiendas orgánicas, que como hemos podido comprobar en este trabajo sin reducir la producción del cultivo se consiguen beneficios asociados a la menor producción de gases GEI, al aumento de las reservas de C en el suelo y a la mitigación del cambio climático. Esta es la dirección hacia la que debemos caminar en el futuro.

## 8. BIBLIOGRAFÍA

---







### 8.1 Bibliografía

- Abad, M., Noguera, P. and Burés, S., 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: Case study in Spain. *Bioresource Technology*, 77:197-200.
- Ábalos, D., Sanz-Cobena, A., Misselbrook, T., Vallejo, A., 2012. Effectiveness of urease inhibition on the abatement of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Chemosphere* 89: 310–318.
- Abalos, D., Sanz-Cobena, A., Garcia-Torres, L., van Groenigen, J.W., Vallejo, A., 2013. Role of maize stover incorporation on nitrogen oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Plant Soil*. 364, 357-371.
- Abalos, D. Jeffery, S., Sanz-Cobena, A., Guardia, G., Vallejo, A., 2014. Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency. *Agric. Ecosyst. Environ.* 189, 136-144.
- Abed, I., Paraschiv, M., Loubar, K., Zagrouba, F., Tazerou, M., 2012. Thermogravimetric investigation and thermal conversion kinetics of typical North African and Middle Eastern lignocellulosic wastes. *BioResources*, 7(1): 1200-1220.
- Abid, W., Magsich, S., Mahmoud, I.B., Medhioub, K., Ammar, E., 2016. Date palm wastes co-composted product: An efficient substrate for tomato (*Solanum lycopersicum* L.) seedling production. *Waste Biomass Valor.* 1–11.
- Agoudjil, B., Benchabane, A., Boudenne, A., Ibos, L., Fois, M., 2011. Renewable materials to reduce building heat loss: characterization of date palm wood. *Energy and Buildings* 43, pp. 491–497.
- AGROWASTE, 2014. Results of the Project AGROWASTE LIFE10/ENV/ES/469. [Fecha de consulta: 12/08/2018] Accesible en: [www.agrowaste.eu](http://www.agrowaste.eu).
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Sanz-Cobena, A., Garnier, J., Vallejo, A., 2013a. The potential of organic fertilizers and water management to reduce N<sub>2</sub>O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 164:32-52.
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A., Gimeno, B.S., 2013b. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 168, 25– 36.
- Aguilera, E., Guzmán, G., Alonso, A., 2015. Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. I. Herbaceous crops. *Agron, Sustain. Dev.* 35:713-724.
- Aguilera, E., 2016. The influence of management practices on the greenhouse gas balance of Mediterranean cropping systems. Identifying the climate change mitigation potential through quantitative review and life cycle assessment. Tesis Doctoral. Departamento de geografía, historia y filosofía. Laboratorio de historia de los agroecosistemas. Universidad Pablo de Olavide de Sevilla.
- Alessa, O., Najla, S., Murshed, R., 2017. Improvement of yield and quality of two *Spinacia oleracea* L. varieties by using different fertilizing approaches. *Physiol Mol Biol Plants*, 23, 693–702.

- Alkoaik, F.N., Khalil, A. I., Alqumajan, T., 2011. Performance evaluation of a static composting system using date palm wastes. *Middle-East Journal of Scientific Research*, 7(6): 972-983.
- Al-Kahtani, S. H.; Ahmed, M. A.; Al-Selwey, W. A., Abdel-Razzak, H.S., 2018. Evaluation of composted agricultural crop wastes application on growth, mineral content, yield, and fruit quality of tomato. *Journal of experimental biology and agricultural sciences*. 6(1): 159-167.
- Al-Khayri, Jameel, M., Jain, S., Mohan, Johnson, Dennis, V., 2015. *Date Palm Genetic Resources and Utilization: Volume 2: Asia and Europe*.
- Antizar-Ladislao, B., Lopez-Reala, J., Becka, A.J., 2006. Investigation of organic matter dynamics during in-vessel composting of an aged coal tar contaminated soil using fluorescence excitation–emission spectroscopy. *Chemosphere* 64, 839–847.
- Antón Vallejo, A. 2004. “Utilización del Análisis del Ciclo de Vida en la Evaluación del Impacto Ambiental del Cultivo bajo Invernadero Mediterráneo”. Tesis Doctoral, Universidad de Catalunya. Barcelona.
- Anuario de Estadística (2013). [Fecha de consulta: 22/02/2018] Accesible en: <http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-deestadistica/2013/default.aspx?parte=2&capitulo=08>
- Archer, M.C., 1989. Mechanisms of action of N-nitroso compounds. *Cancer Surveys* 8, 241-250.
- Aronson, E.L., Helliker, B.R., 2010. Methane flux in non-wetland soils in response to nitrogen addition: a meta-analysis. *Ecology*. 91 (11), 3242-3251.
- Ayaga, G., Todd, A., Brookes, P.C., 2006. Enhanced biological cycling of phosphorus increases its availability to crops in low-input sub-Saharan farming systems. *Soil Biol. Biochem.* 38, 81-90.
- Ayars, J.E., Fulton, A., Taylor, B., 2015. Subsurface drip irrigation in California—Here to stay? *Agric. Water Manag.* 157:39–47.
- Ayers R.S., Westcot, D.W., 1994. *Water quality for agriculture*. FAO Irrigation and Drainage Paper, 29 Rev. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Banegas, V., Moreno, J.L., Moreno, J.I., García, C., León, G., Hernández, T., 2007. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Manage.* 27, 1317-1327.
- Basirat, M., 2011. Use of palm waste cellulose as a substitute for common growing media in aglaonema growing. *Journal of Ornamental and Horticultural Plants* 1(1): 1-11.
- Berg, B., Staff, H., 1980. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. En: Pearsson, T. (ed.). *Structure and function of Northern coniferous forests. An ecosystem study*. *Ecology Bulletin (Stockholm)* 32: 373-390.
- Bernal, M.P., Navarro, A.F., Roig, A., Cegarra, J., García, D., 1996. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biol. Fertil. Soils* 22, 141-148.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 63: 91-99.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100:5444-5453.

## 8. Bibliografía

- Bessou, C., Basset-Mens, C., Tran, T. and Benoist, A., 2013. LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 340-361.
- Biddlestone, A.J. and Gray, K.R., 1991. Aerobic processing of solid organic wastes for the production of a peat alternative: a review. *Process Biochemistry*, 26:275-279.
- Bidlingmaier, W., 1996. Odour emissions from composting plants. En: De Bertoldi, M; Sequi, P.; Lemmes, B. y Papi, T (Eds.). *The Science of Composting*, vol I, pp. 71-79. Blackie Academic & Professional, London.
- Bomhard, M.L., 1950. Palm trees in the United States, agriculture information bulletin 22, US. Department of agriculture. Washington, DC: Forest Service (p. 26).
- Bueno Márquez, P., Díaz Blanco, M. J., Cabrera, F., 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje. En: *Compostaje*, (eds) Moreno Casco, J., y Moral Herrero, R., Mundi-Prensa, pp. 111-140.
- Bustamante, M.A., Paredes, C, Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Bernal, M.P., 2007. Co-composting of distillery and winery wastes with sewage sludge. *Water Sci. Technol.* 56, 187–192.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P. and Moral, R., 2008a. Co-composting distillery wastes with animal manure: carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72, pp. 551-557.
- Bustamante, M.A, Paredes, C, Moral, R, Agulló, E, Pérez Murcia, M.D, Abad, M., 2008b. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resour. Conserv. Recy.* 52 (5), 792-799.
- Bustamante, M.A., Suárez-Estrella, F., Torrecillas, C., Paredes, C., Moral, R., Moreno, J., 2010. Use of chemometrics in the chemical and microbiological characterization of composts from agroindustrial wastes. *Bioresour. Technol.* 101, pp. 4068-4074.
- Bustamante, M.A., Albuquerque, J.A., Restrepo, A.P., De la Fuente, C., Paredes, C., Moral, R., Bernal M.P., 2012. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agricultura. *Biomass and bioenergy* 43: 26-35.
- Bustamante, M.A., Restrepo, A.P., Alburquerque, J.A., Pérez-Murcia, M.D., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M.P., 2013. Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. *J. Clean. Prod.* 47, pp. 61-69.
- Castaldi, P., Albert, I.G., Merella, R., Melis, P., 2005. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evolution of composting maturity. *Waste Manag.* 25: 209-213.
- Castán, E., Satti P., González-Polo M., Iglesias M.C., Mazzarino M.J., 2016. Managing the value of compost as organic amendments and fertilizers. *Agric. Ecosyst. Environ.* 224, 29-38.
- Cayuela, M.L., Aguilera, E., Sanz-Cobena, A., Adams, D.C., Abalos, D., Barton, L., Ryals, R., Silver, W.L., Alfaro, M.A., Pappa, V.A., Smith, P., Garnier, J., Billen, G., Bouwman, L., Bondeau, A., Lassaletta, L., 2017. Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean climate cropping systems: emission factors based on a meta-analysis of available measurement data. *Agric. Ecosyst. Environ.* 238: 25–35.

- CCA (2014), La quema de residuos agrícolas: fuente de dioxinas, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá, 6 pp.
- Cerdá y Khalilova, 2015. [Fecha de consulta: 02/06/2019] Accesible en: <http://www.minetad.gob.es/Publicaciones/Publicacionesperiodicas/EconomiaIndustrial/RevistaEconomiaIndustrial/401/CERD%C3%81%20y%20KHALILOVA.pdf>
- Chan, A.S.K., Parkin, T.B., 2001. Methane oxidation and production activity in soils from natural and agricultural ecosystems. *J. Environ. Qual.* 30, 1896–1903.
- EFSA, 2008. Nitrate in vegetables: scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain, Question No. European Food Safety Authority. EFSA-Q-2006-071. *EFSA J* 689:1–79.
- Chandrasekaran, M., Bahkali, A.H., 2013. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera*) fruit processing by-products and wastes using bioprocess technology – Review. *Saudi Journal of Biological Sciences* (2013) 20, 105-120.
- Chanyasak, V., Kubota, H., 1981. Carbon/organic nitrogen ratio in water extract as measure of compost degradation. *J. Ferment. Technol.* 59, 215-219.
- Chen, Y., Inbar, Y., 1993. Chemical and spectroscopical analyses of organic matter transformations during composting in relation to compost maturity. Ed: Science and engineering of composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects, Renaissance Publications; Worthington, OH, pp. 550-600.
- Chen, Y., Yu, F., Liang, S., Wang, Z., Liu, Z., Xiong Y., 2014. Utilization of solar energy in sewage sludge composting: Fertilizer effect and application. *Waste Manage.* 34, 2014–2021.
- Chikae, M., Ikeda, R., Kerman, K., Morita, Y., Tamiya, E., 2006. Estimation of maturity of compost from food wastes and agro-residues by multiple regression analysis. *Bioresour. Technol.*, 97:1979-1985.
- Ciavatta, C., Vittori, A.V. and Sequi, P., 1988. A first approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizers. *Agrochimica*, 32:510-517.
- Cooperband, L.R., Stone, A.G., Fryda, M.R., Ravet, J.L., 2003. Relating compost measures of stability and maturity determination to plant growth. *Compost Sci. Util.* 11, 113-124.
- Costa, F., García, C., Hernández, T., Polo, A. 1991. Residuos Orgánicos Urbanos. Manejo y Utilización. Ed.: CSIC-CEBAS. Murcia.
- Cronje, A., Turner, C., Williams, A., 2003. Composting under controlled conditions. *Environmental Technology* 24: 1221-1234.
- Cruz-Coke, M.P., 2012. Ficha técnica *Washingtonia robusta*. [Fecha de consulta: 06/09/2019] Accesible en: <http://www.viveroterramonte.cl/palmeras/wp-content/uploads/2012/07/Ficha-T%C3%A9cnica-Washingtonia-robusta.pdf> [Consulta: 26/09/2017]
- Dalal, R.C., Gibson, I., Allen, D.E., Menzies, N.W., 2010. Green waste compost reduces nitrous oxide emissions from feedlot manure applied to soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136:273-281.
- DeMason, D.A., 1988. Embryo structure and storage reserves histochemistry in the palm *Washingtonia filifera*. *American Journal of Botany*, 75: 330–337.
- De Rosa, D., Rowlings, D.W., Biala, J., Scheer, C., Basso, B., McGree, J., Grace, P.R., 2016. Effect of organic and mineral N fertilizers on N<sub>2</sub>O emissions from an intensive vegetable rotation. *Biol. Fertil. Soils* 52:895-908.

## 8. Bibliografía

- Diab H.G., Hu S., Benson D.M., 2003. Suppression of *Rhizoctonia solani* on impatiens by enhanced microbial activity in composted swine waste-amended potting mixes. *Phytopathology* 93: 1115-1123.
- Díaz, M.J., Jiménez, L., Cabrera, F., De Bertoldi, M., 2004. Using a second order polynomials model to determine the optimum vinasse/grape marc ratio for in vessel composting. *Compost Sci. Util.*, 12(3):273-279.
- Dick, W.A., and Tabatabai M.A., 1984. Kinetic parameters of phosphatases in soils and organic waste materials. *Soil Science* 137(1): 7-15.
- Ding, X., Han, X., Liang, Y., Qiao, Y., Li, L., Li, N., 2012. Changes in soil organic carbon pools after 10 years of continuous manuring combined with chemical fertilizer in a Mollisol in China. *Soil Tillage Res.* 122:36–41.
- Dlugokencky, E.J., Nisbet, E.G., Fisher, R., Lowry, D., 2011. Global atmospheric methane: budget, changes and dangers *Phil. Trans. R. Soc. A* 369 2058–72.
- Doce, 1991. Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). *Diario Oficial de la Unión Europea* 135:40-52.
- Doublet, J., Francou, C., Poitrenaud, M., Houot, S., 2011. Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting; consequences on compost organic matter stability and N availability. *Bioresour. Technol.* 102, 1298– 1307.
- Downer, A.J., Hodel, D.R., and Mochizuki, M.J., 2009. Pruning landscape palms. *HortTechnology* 19:695–699.
- EC., 2015. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Closing the loop. An EU action plan for the Circular Economy (COM (2015) 614/2 of 2 December 2015).
- EC., 2016. Propuesta de REGLAMENTO DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO por el que se establecen disposiciones relativas a la comercialización de los productos fertilizantes con el marcado CE y se modifican los Reglamentos (CE) n.º 1069/2009 y (CE) n.º 1107/2009. Paquete de la economía circular (COM (2016) 157 final 17 de marzo de 2016).
- EC., 2017. Comunicación de la comisión al parlamento europeo, al consejo, al comité económico y social europeo y al comité de las regiones. El papel de la transformación de los residuos en energía. (COM (2017) 34 final 26 de enero de 2017).
- El Fels, L., Zamama, M., Aguelmous, A., Hafidi, M., 2014. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 87:128-137.
- El Fels, L., Zamama, M., Aguelmous, A., Hafidi, M., 2017. Assessment of organo-mineral fraction during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by XRD and FTIR analysis, *Moroccan Journal of Chemistry*, 5:(4)730–739.
- El Khaldi, R., Daami-Remadi, M., Cherif, M., 2015. Biological Control of Stem Canker and Black Scurf on Potato by Date Palm Compost and its Associated Fungi. *J. Phytopathol.* 164:40-51.
- El May, Y., Jeguirim, M., Dorge, S., Trouvé, G., Said, R. 2012. Study on the thermal behavior of different date palm residues. Characterization and devolatilization kinetics under inert and oxidative atmospheres. *Energy* 44, 707–709.

- Ekinci, K., Keener, H.M., Elwell, D.L., 2004. Effects of aeration strategies on the composting technology during the 20th century. *Horttechnology*, 15(1): 1697-1708.
- Emino, E.R. y Warman, P.R., 2004. Biological assay for compost quality. *Compost Sci. Util.*, 12:342-348.
- EN 12176, 1998. Characterization of sludge - Determination of pH-value. European committee for standardization. Brussels, Belgium.
- EPPO Global Database, 2017. [Fecha de consulta: 26/09/2017] Accesible en: <https://gd.eppo.int/taxon/RHYCFE/distribution>
- EU, 2011. [Fecha de consulta: 26/09/2017] Accesible en: [https://ec.europa.eu/food/sites/food/files/plant/docs/ph\\_biosec\\_red\\_palm\\_weevil\\_brochure\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/food/sites/food/files/plant/docs/ph_biosec_red_palm_weevil_brochure_en.pdf)
- EU, 2012. Oportunidades y retos de un sector europeo de la madera y el mueble más competitivo. *Diario oficial de la Unión Europea* 28/01/2012.
- European Commission, 2014. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. <http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=6869> (April 8, 2016).
- European Commission (EU), 2016. Circular Economy Package Proposal for a regulation of the European parliament and of the council laying down rules on the making available on the market of CE marked fertilising products and amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009. Brussels. 17.3.2016 COM (2016) 157 final 2016/0084 (COD).
- European Normalization Committee (ENC), Standard Reference EN 12014- 4:2005. Foodstuffs: Determination of nitrate and/or nitrite content. Part 4: Ion-exchange chromatographic (IC) method for the determination of nitrate and nitrite content of meat products. CEN-CENELEC Management Centre, Brussels, 2005.
- European Union (EU), Commission Regulation (EC) No. 1882/2006. *Off. J. Eur. Comm.* L364:25, 2006.
- European Soil Bureau. Aksoy, E., Yigini, Y., Montanarella, L., 2016. Combining Soil Databases for Topsoil Organic Carbon Mapping in Europe. *PLoS ONE* 11(3): e0152098. Accesible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152098>
- Ezzariai, A., Barret, M., Merlina, G., Pinelli, E., Hafidi, M., 2017. Evaluation of the antibiotics effects on the physical and chemical parameters during the co-composting of sewage sludge with palm wastes in a bioreactor. *Waste Manage.* 68:388-397.
- Faaij, A., 2006. Modern biomass conversion technologies. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11(2): 343-375.
- Fan, A.M., Steinberg, V.E., 1996. Health implications of nitrate and nitrite in drinking water: an update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. *Regul Toxicol Pharm* 23, 35-43.
- Farrell, M., Jones, D.L. 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresour. Technol.* 100(19):4301-4310.
- FAO, 2014. Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura, Roma 2015. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. [Fecha de consulta: 19/04/2019] Accesible en: <http://www.fao.org/3/a-i4260s.pdf>.

## 8. Bibliografía

- FAOSTAT, 2017. Food and Agriculture Organization of the United Nations database. URL: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC> (Last accessed February 2, 2018).
- FAOSTAT, 2019. Food and Agriculture Organization of the United Nations database. URL: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC> (Last accessed September 23, 2019).
- FCQAO (Federal Compost Quality Assurance Organization), 1994. Methods Book for the analysis of compost. Abfall Now e. V. Publishing House, Stuttgart, Germany.
- Felger, R. S., Johnson, M.B., and Wilson, M.F., 2001. Trees of Sonora, Mexico. New York: Oxford University Press.
- Ferry, M., Gómez, S., 2002. The red palm weevil in the Mediterranean area. *Palms* 46 (4): 172-178.
- Ferry, M., Gómez, S., Jiménez, E., Navarro, J., Ruiperez, E., Vilella, J., 2002. The date palm grove of Elche, Spain: research for the sustainable preservation of a World heritage site. *Palms* 46(3):139–148
- Flessa, H., Ruser, R., Dorsch, P., Kamp, T., Jimenez, M.A., Munch, J.C., Beese, F., 2002. Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) from two farming systems in southern Germany. *Agric., Ecosyst. Environ.* 91: 175-189.
- Forsuelo, 2017. [Fecha de consulta: 27/09/2017] Accesible en: <http://forsuelo.es/beneficios-materia-organica-compostada/>
- Freibauer, A., 2003. Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *European Journal of Agronomy*, 19(2), 135–160.
- Gagnon, B., Ziadi, N., Rochette, P., Chantigny, M.H., Angers, D.A., 2011. Fertilizer Source Influenced Nitrous Oxide Emissions from a Clay Soil under Corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75: 595-604.
- Galvez-Sola, L., Morales, J., Mayoral, A.M., Marhuenda-Egea, F.C., Martinez-Sabater, E., Perez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., 2010. Estimation of phosphorus content and dynamics during composting: Use of near infrared spectroscopy. *Chemosphere*. 78, 13–21.
- Gao, X., Giorgi, F., 2008. Increased aridity in the Mediterranean region under greenhouse gas forcing estimated from high resolution simulations with a regional climate model. *Global Planet. Change* 62:195-209.
- García-Ortuño, T., Fernández-García, M.T., Andreu-Rodríguez, J., Fernández Garcia, C.E., Medina, E., Paredes, C., Perez- Murcia, M.D., Moreno-Caselles, J., 2012a. Valorization of pruning residues: the use of *Phoenix canariensis* to elaborate eco-friendly particleboards. Structures and environmental technologies. International Conference of Agricultural Engineering – CIGR-AgEng 2012, Valencia.
- García-Ortuño, M.T., Andreu-Rodríguez, J., Fernández Garcia, M.T., Fernández Garcia, C.E., Medina, E., Paredes, C., Perez- Murcia, M.D., Moreno-Caselles, J., 2012b. Evaluation of the different uses of *Washingtonia robusta* pruning waste. *Common Soil Sci Plant Anal.* 44 (1-4): 623-631.
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliesbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E. and Niggli U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *PNAS* October 30, 2012. 109 (44) 182226-18231.

- Gerber, J.S., Carlson, K.M., Makowski, D., Mueller, N.D., Garcia de Cortazar-Atauri, I., Havlík, P., Herrero, M., Launay, M., O'Connell, C.S., Smith, P., West, P.C., 2016. Spatially explicit estimates of N emissions from croplands suggest climate mitigation opportunities from improved fertilizer management. *Global Change Biol.*, n/a-n/a.
- Ghehsareh, A.M., Hematian, M., Kalbasi, M., 2012. Comparison of date-palm wastes and perlite as culture substrates on growing indices in greenhouse cucumber. The 1th International and The 4th National Congress on Recycling of Organic Waste in Agriculture, 26-27 April 2012 in Isfahan, Iran.
- Ghisellini, P., Cialani, C., y Ulgiati, S., 2016. «A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems». *Journal of Cleaner Production*, nº 114, pp. 11-32.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W., 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal –a review. *Biol Fert Soils* 35:219-230.
- Gibelin, A. and M. Déqueé, M., 2003. Anthropogenic climate change over Mediterranean region simulated by a global variance resolution model. *Climate Dynamics*, 20: 327– 339. In: Palau, A. y C.
- Godard, C., Boissy, J., and Gabrielle, B., 2013. Life-cycle assessment of local feedstock supply scenarios to compare candidate biomass sources. *Global Change Biology Bioenergy*, 5, 16-29.
- González-Sánchez, E.J., Ordóñez-Fernández, R., Carbonell-Bojollo, R., Veroz-Gonzalez, O., Gil-Ribes, J., 2012. Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil Till. Res.* 122: 52-60.
- Goswami L., Nath A., Sutradhar S., Bhattacharya S. S., Kalamdhad A., Vellingiri K., Kim K., 2017. Application of drum compost and vermicompost to improve soil health, growth, and yield parameters for tomato and cabbage plants. *J. Environ. Manag.* 200, 243-252.
- Gracia, L., 2006. Indicadores Ambientales y Paisajísticos del Palmeral de Elche. Tesis doctoral, Universidad Miguel Hernández, Elche.
- Graham, R., Wortman, S., Pittelkow, C., 2017. Comparison of organic and integrated nutrient management strategies for reducing soil N<sub>2</sub>O emissions. *Sustainability* 9, 510.
- Guardia, G., Tellez-Rio, A., García-Marco, S., Martin-Lammerding, D., Tenorio, J.L., Ibáñez, M.A., Vallejo, A., 2016. Effect of tillage and crop (cereal versus legume) on greenhouse gas emissions and Global Warming Potential in a non-irrigated Mediterranean field. *Agric. Ecosyst. Environ.* 221:187–197.
- Guardia, G., Cangani, M.T., Andreu, G., Sanz-Cobena, A., García-Marco, S., Álvarez, J.M., Recio-Huetos, J., Vallejo, A., 2017. Effect of inhibitors and fertigation strategies on GHG emissions, NO fluxes and yield in irrigated maize. *Field Crops Rese.* 204, 135-145.
- Harada, Y., e Inoko, A., 1980. The measurement of the cation-exchange capacity of compost for the estimation of the degree of maturity. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 26:127-134.
- Hattori, H., 1988. Microbial activities in soil amended with sewage sludge. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 34: 221-232.
- Haug, R.T., 1993. *The practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers. Boca Ratón. Florida. ISBN 9780873713733.



## 8. Bibliografía

- Hayakawa, A., Akiyama, H., Sudo, S. y Yagi, K., 2009. N<sub>2</sub>O and NO emissions from an Andisol field as influenced by pelleted poultry manure. *Soil Biol. Biochem.* 41: 521–529.
- Himanen, M., Hänninen, K., 2011. Composting of bio-waste, aerobic and anaerobic sludges – Effect of feedstock on the process and quality of compost. *Bioresour. Technol.* 102, 2842-2852.
- Hogg, D., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., Antler, S., 2002. Comparison of Compost Standards within the EU, North America and Australia. The Waste and Resources Programme (WRAP), Oxon.
- Hoitink, Harry A. J., Tseng, D. Y., Chalmers, J.J., Tuovinen, O.H., 1995. Characterization of a Bench-Scale System for Studying the Biodegradation of Organic Solid Wastes. *Biotechnol. Progress*, 11(4), 443-51.
- Hue, N.V., Liu, J., 1995. Predicting compost stability. *Compost Sci. Util.* 3, 8-15.
- Huérffano, X., Fuertes-Mendizábal, T., Duñabeitia, M.K., González-Murua, C., Estavillo, J.M., Menéndez, S., 2015. Splitting the application of 3,4 dimethylpyrazole phosphate (DMPP): Influence on greenhouse gases emissions and wheat yield and quality under humid Mediterranean conditions. *Eur. J. Agron.* 64:47–57.
- Husted, S., 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *Journal of Environmental Quality*, 23:585-59.
- Iammarino, M., Di Taranto, A., Cristino, M., 2014. Monitoring of nitrites and nitrates levels in leafy vegetables (spinach and lettuce): a contribution to risk assessment. *J. Sci. Food. Agric.* 94, 773–778.
- Ianotti, D.A., Pang, T., Toth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.M., Hoitink, H.A.J., 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Sci. Util.*, 1:52-65.
- Iglesias Jimenez, E. y Pérez García, V. 1989. Evaluation of city refuses compost maturity: a review. *Biol. Wastes*, 2: 115-142.
- Iglesias Jiménez., E. y Pérez García, V., 1992a. Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some “humification” indexes. *Resour. Conserv. Recycl.*, 6:243-257.
- Iglesias Jiménez., E. y Pérez García, V., 1992b. Determination of maturity indexes for city refuse composts. *Agriculture Ecosystems Environmental*, 38:331-343.
- Iglesias-Jiménez, E., Álvarez, C.E., 1993. Apparent availability of nitrogen in composted municipal refuse. *Biology and Fertility of Soils* 16:313-318.
- Iglesias-Jiménez, E., Barral, M.T., Marhuenda-Egea, F.C., 2008. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. En: Moreno, J., Moral, R. (eds). *Compostaje*. Mundi-Prensa. Madrid. pp. 245-283.
- Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y., 1990. Humic substances formed during the compost maturity. *Biocycle*, 31:64-69.
- IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan.
- IPCC, 2019. IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse gas fluxes in Terrestrial

- Ecosystems Chapter 5: Food Security, pg 5-84. Accesible en: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/Fullreport-1.pdf>
- ISO 14040, 2006. Página web oficial normas ISO. [Fecha de consulta: 16/09/2019] Accesible en: <https://www.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:es>
- IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Jara-Samaniego, J., Perez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Perez-Espinosa, A., Paredes, C., Lopez, M., Lopez-Lluch, D.B., Gavilanes-Teran, I., Moral, R. 2017a. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. *Journal of Cleaner Production* 141, 1349-1358.
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M.D. Bustamante, M.A., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Gavilanes-Terán, I., López, M., Marhuenda-Egea, F.C., Brito, H., Moral, R. 2017b. Development of organic fertilizers from food market waste and urban gardening by composting in Ecuador. *Plos One* 12(7), e0181621.
- Jepson, W.L., 1910. *The silva of California* (Vol. 2, p. 283). Berkeley: University of California Press.
- Jhorar, B.S., Phogat, V., Malik, E., 1991. Kinetics of composting rice straw with glue waste at different C/N ratios in a semiarid environment. *Arid Soil Rest. Rehabil.*, 5 :297-306.
- Kambis, A.D. y Levine, J.S. "Biomass Burning and the Production of Carbon Dioxide: a Numerical Study", capítulo 17 en: *Biomass Burning and Global Change*, 1996. Joel S. Levine (comp.), Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, EU, vol. 1:170-177.
- Kennedy, T.L., Suddick, E.C., Six, J., 2013. Reduced nitrous oxide emissions and increased yields in California tomato cropping systems under drip irrigation and fertigation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 170:16–27.
- Khan, R., Muller, C., Sommer, S., 1997. Micrometeorological mass balance technique for measuring CH<sub>4</sub> emission from stored cattle slurry. *Biology and Fertility of Soils*, 24:442-444.
- Kiehl, F. J., 1985. *Fertilizantes orgánicos*. Editora Agronómica Ceres Ltda, São Paulo. Brazil; 492 pp.
- Knudsen, M. T., Meyer-Aurich, A., Olesen, J.E., Chirinda, N., and Hermansen, J.E., 2014. Carbon footprints of crops from organic and conventional arable crop rotations - using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 64, 609-618
- Kong, S.H., Loh, S.K., Bachmann, R.T., Salmon, J., Rahim. S.A., 2011. Production and physico-chemical characterization of biochar from palm kernel shell. APBC Kyoto 2011. Asia Pacific Biochar Conference.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123:1–22.
- Lampurlanés, J., Plaza-Bonilla, D., Álvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C., 2016. Long-term analysis of soil water conservation and crop yield under different tillage systems in Mediterranean rainfed conditions. *F. Crop. Res.* 189:59-67.
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C., Houot, S., 2010. Typology of

## 8. Bibliografía

- exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Biores. Tech.* 101, 157-164.
- Lassaletta, L., Romero, E., Billen, G., Garnier, J., García-Gómez, H., Rovira, J. V., 2012. Spatialized N budgets in a large agricultural Mediterranean watershed: high loading and low transfer. *Biogeosci.* 9, 57–70.
- Latigui, A., Choi, J.M., Regagbam, Z., Meyer-Allevato, D., Latigui, A., 2013. Use of palm (*Phoenix dactylifera* L.) fiber and sewage sludge co-compost as substrates in soilless crop system. *Pakistan Journal of Biological Sciences.* 16(4): 651-660.
- Laos, F., 2003. Compostaje de residuos orgánicos de actividades productivas y urbanas en la región Andino Patagónica: determinación de índices de madurez para su utilización agronómica. Tesis doctoral Universidad nacional del Comahue, Argentina. 148 pp.
- Lax, A., Roig, A. y Costa, F., 1986. A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant and Soil*, 94:349-355.
- Leenheer, J.A., Croué, J.P., 2003. Characterizing dissolved aquatic organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 37, 18A-25A.
- Lehmann, J., 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers Ecol Environ* 5:381-387.
- Le Mer, J., Roger, P., 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *Eur. J. Soil Biol.* 37, 25–50. doi:10.1016/S1164-5563(01)01067-6
- Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W., 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Biores. Technol.*, 86: 136-137.
- Life+Agricarbon Project. González-Sánchez, E.J., Gil-Ribes, J., Ordoñez-Fernández, R., 2009. Ficha técnica nº2. Técnicas agrarias sostenibles mitigadoras del cambio climático. La Agricultura de Conservación. ISBN: 978-84-695-2698-9.
- Lim, S.L., Lee, L.H., Wu, T.Y., 2016. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *J. Clean. Prod.* 111, 262-278.
- Linzmeier, W., Gutser, R., Schmidhalter, U., 2001. Nitrous oxide emission from soil and from a nitrogen-15-labelled fertilizer with the new nitrification inhibitor 3,4 dimethylpyrazole phosphate (DMPP). *Biol. Fertil. Soils* 34:103–108.
- López-Bellido, L., López-Bellido, J., Redondo, R., 2005. Nitrogen efficiency in wheat under rainfed Mediterranean conditions as affected by split nitrogen application. *Field Crops Res.* 94, 86-97.
- Madejón, E., Díaz, M. J., López, R. y Cabrera, F., 2001. Co-composting of sugarbeet vinasse: Influence of the organic matter nature of the bulking agent used. *Biores. Technol.*, 76:275-278.
- Madejón, E., Díaz, M.J., López, R., Cabrera, F., 2002. New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Biores. Technol.*, 85:73-78.
- Magrama, 2009. Caracterización de los lodos de depuradora generados en España. 978-84-491-0956-0.

- Maniatis, K., 2001. Progress in Biomass (part 3): Gasification technologies. *Bioresource Technology*, 83(1): 55-63.
- Mapama, 2015. Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero de España: Sumario Edición 1990-2015. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente de España.
- Marhuenda-Egea, E. Martínez-Sabater, J. Jordá, R. Moral, M.A. Bustamante, C. Paredes, M.D. Pérez-Murcia, 2007. Dissolved organic matter fractions formed during composting of winery and distillery residues: Evaluation of the process by fluorescence excitation-emission matrix. *Chemosphere* 68, 301-309.
- Martin-Mata, J., Marhuenda-Egea, F.C., Moral, R., Torres-Climent, A., Martinez-Sabater, E., Paredes, C., Barber, X., Morales, J., 2015. Characterization of dissolved organic matter from sewage sludge using 3D-fluorescence spectroscopy and chemometric tools. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 46, 188-196.
- Mathur, S.P., Owen, G., Dinell, H., Schnitzer, M., 1993. Determination of compost biomaturity. Literature review. *Biol. Agric. Hortic.* 10,65-85.
- Mattsson B., Cederberg C., Blix L. 2000. Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. *J. Clean. Product.* 8, 283-292.
- Maynard, D.N., Barker, A.V., Minotti, P.L., Peck, N.H., 1976 Nitrate accumulation in vegetables. *Adv. Agron.* 28, 71-118.
- Medinets, S., Skiba, U., Rennenberg, H., Butterbach-Bahl, K., 2015. A review of soil NO transformation: associated processes and possible physiological significance on organisms. *Soil Biol. Biochem.* 80:92-117.
- Meentemeyer, V., 1978, Macroclimate and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 59: 465-472.
- Meijide, A., García-Torres, L., Arce, A., Vallejo, A., 2009. Nitrogen oxide emissions affected by organic fertilization in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Agric. Ecosyst. Environ.* 132: 106-115.
- Meijide, A., Cárdenas, L.M., Sánchez-Martín, L., Vallejo, A., 2010. Carbon dioxide and methane fluxes from a barley field amended with organic fertilizers under Mediterranean climatic conditions. *Plant Soil* 328:353-367.
- Meijide, A., Gruening, C., Goded, I., Seufert, G., Cescatti, A., 2016. Water management reduces greenhouse gas emissions in a Mediterranean rice paddy field. *Agric. Ecosyst. Environ.* 238. DOI: 10.1016/j.agee.2016.08.017
- Melillo J.M., Aber, J.D., Muratore, J.F., 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 621-626.
- Menéndez, S., Merino, P., Pinto, M., González-Murua, C., Estavillo, J.M., 2006. 3, 4-Dimethylpyrazol phosphate effect on nitrous oxide, nitric oxide, ammonia, and carbon dioxide emissions from grasslands. *J. Environ. Qual.* 35, 973-981.
- Meseguer, M.L., Valorización de residuos de palmera y lodos de depuradora mediante compostaje. Trabajo fin de master. Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Michel, F.C., Pecchia, J.A., Rigot, J., 2004. Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw. *Compost Sci. Util.*, 12(4):323-334.

## 8. Bibliografía

- Michel, F.C., Muñoz-Castaneda, S.V., Hurak, D., Pentz, A., Nanita, S.C., Baker, R., 2010. Biodegradation of aminocyclopyrachlor and clopyralid during yard trimmings composting. In: Orbit 2010, Heraklion, Crete.
- Miyatake, F., Iwabuchi, K., 2006. Effect of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure. *Biores. Technol.*, 97:961-965.
- Moldes, A., Cendón, Y., López, G., Barral, M.T., 2006. Biological quality of potting media base don MSW composts: a comparative study. *Compost Sci. Util.*
- Moral, R., Paredes, C., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F., Bernal, M.P, 2009. Utilisation of manure compost by high-value crops: safety and environmental challenges. *Bioresour. Technol.* 100: 5454-5460.
- Morales, A.B., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Moral, R., Ros, M., Pascual, J.A., 2016. Agri-food sludge management using different co-composting strategies: study of the added value of the composts obtained. *J. Clean. Prod.* 121:186-197.
- Morel, J.L., Colin, F., Germon, J.C., Godin, P., Juste, C., 1985. Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. En: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and other Wastes*. Elsevier App. Sci. Publ., London & New York, pp. 56-72.
- Moreno, J., Moral, R., 2008.- *Compostaje*. Ediciones Mundi-prensa. Madrid. pp. 78-85.
- Moreno Casco, J.M., Mormeneo, S., 2008. Microbiología y bioquímica del proceso. En: *Compostaje*, (eds) Moreno Casco, J. y Moral Herrero, R. Mundi-Prensa, pp. 111-140.
- Mortazavi, M., Ghehsareh, A.M., Kalbasi, M., 2012. The effect of particle size and composting period on (C/N) ratio of date palm waste. The 1th International and the 4th National Congress on Recycling of Organic Waste in Agriculture, 26-27 April 2012 in Isfahan, Iran.
- Murphy, K. R., Bro, R., Stedmon, C.A., 2014. Chemometric analysis of organic matter fluorescence. In: *Aquatic Organic Matter Fluorescence*, eds. P. G. Coble, J. Lead, A. Baker, D. M. Reynolds & R. G. M. Spencer, 339-375.
- Mustin, M., 1987. *Le compost. Gestion de la matière organique*. Éditions François Dubusc. Paris.
- National Academy of Sciences (NAS), 1981. The health effects of nitrate, nitrite and N-nitrous compounds, in Part 1 of a 2-Part Study by the Committee on Nitrite and Alternative Curing Agents in Foods. National Academy Press. Washington, DC.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A. and García, D., 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresource Technol* 44, pp. 203-207.
- Ohno, T., Bro, R., 2006. Dissolved organic matter characterization using multiway spectral decomposition of fluorescence landscapes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 2028-2037.
- Ohno, T., Amirbahman, A., Bro, R., 2008. Parallel factor analysis of excitation-emission matrix fluorescence spectra of water soluble soil organic matter as basis for the determination of conditional metal binding parameters. *Environmental Science & Technology*, 42, 186-192.
- Olsen, S., Cole, C., Watanabe, F., Dean, L., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circular Nr 939, US Gov. Print. Office, Washington, D.C.

- Pardo, G., del Prado, G., Martínez-Mena, A., Bustamante, M.A., Rodríguez Martín, J.A., Álvaro-Fuentes, J., Moral, R., 2017. Orchard and horticulture systems in Spanish Mediterranean coastal areas: Is there a real possibility to contribute to C sequestration? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 238 (2016) 153–167.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A. and Cegarra, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol Fert Soils* 32, pp. 222-227.
- Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Bustamante, M.A., Moreno-Caselles, J., 2015. Recycling of Two-Phase Olive-Mill Cake “Alperujo” by Co-composting with Animal Manures. *Commun. Soil. Sci. Plant. Anal.* 46, 238–247.
- Parnaudeau, V., Nicolardot, B., Pages, J., 2004. Relevance of organic matter fractions as predictors of wastewater sludge mineralization in soil. *J. Environ. Qual.* 33, 1885–1894.
- Pascual Valero J.A., Moreno, J., Ros-Muñoz, M., Vargas-García, M.C., 2015. De residuos a recurso, el camino a la sostenibilidad. Procesos de biotransformación de la materia orgánica. Aspectos biológicos de la estabilización aeróbica. Ediciones Mundi-Prensa.
- Pérez-Murcia, M.D., Moreno-Caselles, J., 2008. Residuos urbanos. En: *Compostaje* (Eds.) J., Moreno, R., Moral. Editorial Mundi-Prensa, Madrid. pp 469-488.
- Pettygrove, G.S., Heinrich, A.L., 2009. Manure Nitrogen Mineralization. University of California Cooperative Extension Manure Technical Bulletin Series.
- Peyvast, Gh., Olfati, J.A., Madeni, S., Forghani, A., 2008. Effect of vermicompost on the growth and yield of spinach (*Spinacia oleracea* L.). *J. Food Agr. Environ.* 6, 110-113.
- Plaza-Bonilla, D., Álvaro-Fuentes, J., Arrúe, J.L., Cantero-Martínez, C., 2014. Tillage and nitrogen fertilization effects on nitrous oxide yield-scaled emissions in a rainfed Mediterranean area. *Agric. Ecosyst. Environ.* 189, 43–52. doi:10.1016/j.agee.2014.03.023
- Ravishankara, A.R., Daniel, J.S., Portmann, R.W., 2009. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science* 326: 123-125.
- Robertson, G.P., Paul, E.A., Harwood, R.R., 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 289: 1922-1925.
- Roberts, N.C., 1989. *Baja California plant field guide*. La Jolla, Calif.: Natural History Publishing.
- Rodin, L.E., Bazilevich, N.I., 1967. *Production and mineral cycling in terrestrial vegetation*. Oliverand Boid. Edinburg.
- Rodríguez Martín, J.A., Álvaro-Fuentes, J., Gonzalo, J., Gil, C., Ramos-Miras, J.J., Grau Corbí, J.M., Boluda, R., 2016. Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma* 264, 117–125.
- Roig, A., Lax, A., Cegarra, J., Costa, F., Hernández., M.T., 1988. Cationexchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Sci.*, 146:311-316.
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle* 26, 46-47.

## 8. Bibliografía

- Rondon, M., Ramirez, J., Lehmann, J., 2005. Charcoal additions reduce net emissions of greenhouse gases to the atmosphere. In: Proceedings of the 3rd USDA Symposium on Greenhouse Gases and Carbon Sequestration. Baltimore.
- Roudsari, O.N., Alimousavi, A., Beheshti, S., Akbari, B., 2005. Use of several organic waste materials as growing media for conifer plants. *Environmental Sciences*, 9:25-34.
- Ruviaro, C.F., Gianezini, M., Brandao, F.S., Winck C.A., and Dewes H., 2012. Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. *Journal of Cleaner Production*, 28, 9- 24.
- Sadik, M.W., El Shaer, H.M., Yakot, H.M., 2010. Recycling of agriculture and animal farm wastes into compost using compost activator in Saudi Arabia. *J. Int. Environmental Application & Science* 5 (3), 397-403.
- Sadik, M.W., Al Ashhab, A.O, Zahran, M.K., Alsaqan, F.M., 2012. Composting mulch of date palm trees through microbial activator in Saudi Arabia. *J. Int. Environmental Application & Science*, 5 (3):397-403.
- Saer, A.S., Lansing, S., Davitt, N.H., Grave, R.E., 2013. Life cycle assessment of a food waste composting system: environmental impact hotspots. *J. Clean. Prod.*, 52:234-244.
- Safwat, M.S.A., 2007. Organic farming of date palm and recycling of their wastes. *African Crop Science Conference Proceedings*. Vol. 8. Pp. 2109-2111.
- Saga, K., Yokoyama, S., Imou, K., Kaizu, Y., 2008. A comparative study of the effect of CO<sub>2</sub> emission reduction by several bioenergy production systems. *International Energy Journal*, 9(SPEC. ISSUE): 53-60.
- Salomón-Torres, R., Ortiz-Uribe y Villa Angulo, R., 2017. La producción de palma datilera (*Phoenix dactylifera* L.) en México. *Revista UABC*. 16: 15-20.
- Sait, H.H., Hussain, A., Salema, A.A., Ami, F.N., 2012. Pyrolysis and combustion kinetics of date palm biomass using thermogravimetric analysis. *Bioresource Technology* 118:382-389.
- Sánchez-Martin, L., Sanz-Cobena, A., Meijide, A., Quemada, M., & Vallejo, A., 2010. The importance of the fallow period for N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated agroecosystem. *European Journal of Soil Science*, 61(5), 710–720. doi:10.1111/j.1365-2389.2010.01278.x
- Sánchez-Monedero, M. A., Roig A., Paredes, C y Bernal, M. P., 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Biores. Technol.*, 78(3), 301-308.
- Sanchis, E., Ferrer, M., Torres, A. G., Cambra-López, M., Calvet, S., 2012. Effect of water and straw management practices on methane emissions from rice fields: A review through a meta-analysis. *Environmental Engineering Science*. 29, 1053-1062.
- Santos, A., Bustamante, M.A., Tortosa, G., Moral, R., Bernal, M.P. 2016. Gaseous emissions and process development during composting of pig slurry: the influence of the proportion of cotton gin waste. *J. Clean Prod.* 112, 81-90.
- Sanz-Cobeña, A., Sánchez-Martín, L., García-Torres, L., Vallejo, A., 2012. Gaseous emissions of N<sub>2</sub>O and NO and NO<sup>3-</sup> leaching from urea applied with urease and nitrification inhibitors to a maize (*Zea mays*) crop. *Agric. Ecosyst. Environ.* 149: 64–73.
- Sanz-Cobena, A., Abalos, D., Meijide, A., Sanchez-Martin, L., Vallejo, A., 2014. Soil moisture determines the effectiveness of two urease inhibitors to decrease N<sub>2</sub>O emission. *Mitig.*

- Adapt. Strateg. Glob. Change, <http://dx.doi.org/10.1007/s11027-014-9548-5> (Last access February, 2018).
- Sanz-Cobeña, A., Lassaletta, L., Aguilera, E., del Prado, A., Garnier, J., Billen, G., Iglesias, A., Sánchez, B., Guardia, G., Ábalos, D., Plaza-Bonilla, D., Puigdueta, I., Moral, R., Galán, E., Arriaga, H., Merino, P., Infante-Amate, J., Meijide, A., Pargo, G., Álvaro-Fuentes, J., Gilsanz, C., Báez, D., Doltra, J., González-Ubierna, S., Cayuela, M.L., Menéndez, S., Díaz-Pines, E., Le-  
Noe, J., Quemada, M., Estellés, F., Calvet, S., van Grinsven, H., Westhoek, H., Sanz, M.J., Sánchez-Jimeno, B., Vallejo, A., Smith, P., 2017. Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: a review. *Agr. Ecosyst. Environ.* 238:5–24.
- Saña, J., Soliva, M., 1987. El compostatge. Procés, Sistemes i Aplicacions. Ed.: Diputació de Barcelona. Servei del Medi Ambient. Barcelona.
- Scheuerell, S.J., Sullivan, D.M., Mahaffee, W.F., 2005. Suppression of seedling damping-off caused by *Pythium ultimum*, *P. irregulare*, and *Rhizoctonia solani* in container media amended with a diverse range of Pacific Northwest compost sources. *Phytopathology* 95: 306-315.
- Seastedt, T.R., 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology* 29:25-46.
- Senesi, N., 1989. Composted materials as organic fertilizers. *Sci. Total Environ.*, 81/82:521-542.
- Sghairoun, M., Ferchichi, A., 2011. Composting heap palm tree's products in Southern Tunisia. *Journal of Environmental Science and Engineering*. 5: 886-889.
- Shak, K.P.Y., Wu, T.Y., Lim, S.L., Lee, C.A., 2014. Sustainable reuse of rice residues as feedstocks in vermicomposting for organic fertilizer production. *Environ.Sci. Pollut. Res.* 21 (2), 1349-1359.
- Shirani, M., Ghehsareh, A.M., Manoukyan, R., 2013. The effect of date-palm as culture media on some nutrients of Tomato fruit properties. *Agriculture & Forestry*. 59(1): 73-54.
- Sierra, M.M.D., Giovanela, M., Parlanti, E., Soriano-Sierra, E.J., 2005. Fluorescence fingerprint of fulvic and humic acids from varied origins as viewed by single-scan and excitation/emission matrix techniques. *Chemosphere* 58, 715-733.
- Silva, M.E.F., Teixeira de Lemos, L., Nunes, O.C., Cunha-Queda, A.C., 2014. Influence of the composition of the initial mixtures on the chemical composition, physicochemical properties and humic-like substances content of composts. *Waste Management* 34:21–27.
- Simon, M.D., Nieves-Cordones, M., and Nieves, M., 2010. Differences in growth and ornamental parameters between young *Chamaerops humilis* L. and *Washingtonia robusta* H. *Wendl palm trees in response to salinity*. *Journal of Horticultural Science and Biotechnology* 85:7–11.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. and Deneff, K., 2004. A history of research on the link between microaggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res.* 79(1):7-31.
- Skiba, U., Fowler, D., Smith, K.A., 1997. Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: sources, controls and mitigation options. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 48 (1–2):139–153.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarls, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., RÖmanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philos. Trans. R. Soc. B* 363:789-813.



## 8. Bibliografía

- Soares, M.A.R., Quina, M.J., Quinta-Ferreira, R., 2013. Prediction of free air space in initial composting mixtures by a statistical design approach. *Journal of Environmental Management* 128:75–82.
- Soler, A., Yago, R.Y., Jordá, 2004: *Oficis Tradicionals Valencians*. Ed. Tándem. València.
- Soliva, M., López, M., Huerta, O., 2008. Antecedentes y fundamentos del proceso de compostaje. En: Moreno J, Moral R (Eds.). *Compostaje*, pp. 75-92. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- Stavi, I., Lal, R., 2013. Agroforestry and biochar to offset climate change review. *Agron. Sustain. Dev.* 33:81-96.
- Stentiford, E.I., 1996. Composting control: principles and practice. In: de Bertoldi, M., Ed., *The Science of Composting. Part I*. Blakie Academic and Professional, Glasgow, UK, pp. 49–59.
- Stickelberger, D., 1975. Survey of city refuse composting. In: *Organic Matter as Fertilizers*. Swedish International Development Authority. FAO. *Soils Bulletin*. 27. Rome. 99: 185-209.
- Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J., Capel, C., Moreno, J., 2007. Antagonistic activity of bacteria and fungi from horticultural compost against *Fusarium oxysporum* f. sp. *Melonis*. *Crop Protection* 26: 46-53.
- Suárez-Estrella, F., Bustamante, M.A., Moral, R., Vargas-García, M.C., Moreno, J., 2012. In vitro control of fusarium wilt using agroindustrial subproduct-based composts. *Journal of Plant Pathology*, 94 (1): 59-70.
- Sudworth, G.B., 1908. *Forest trees of the Pacific slope*. US Department of agriculture. Washington, DC: Forest Service. p 441.
- Sugahara, K., Harada, Y., e Inoko, A., 1979. Color change off city refuse during composting process. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 25: 197-208.
- Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., y col. (Eds.), 2011. *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press.
- Tate, K.R., 2015. Soil methane oxidation and land-use change – from process to mitigation. *Soil Biol. Biochem.* 80, 260–272. doi:10.1016/j.soilbio.2014.10.010
- Tejada, M., Hernández, M. T., García, C., 2006. Application of two organic amendments on soil restoration: Effects on the soil biological properties. *J. Environ. Qual.* 35: 1010-1017.
- Thangarajan, R., Bolan, N.S., Tian, G., Naidu, R., Kunhikrishman, A., 2013. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Sci. Total Environ.* 465:72-96.
- TMECC, 2002. *Test Methods for the examination of Composting and Compost*. US Composting Council, Bethesda, MD.
- Toor, G.S., Hunger, S., Peak, J.D., Sims, J.T., Sparks, D.L., 2006. Advances in the characterization of phosphorus in organic wastes: Environmental and agronomic applications. *Advances in Agronomy*. 89, 1-72.
- Tomati, U., Madejon, E. y Galli, E., 2000. Evolution of humic acid molecular weight as an index of compost stability. *Compost Sci. Util.*, 8(2):108-115.
- Torres-Climent, A., Gomis, P., Martín-Mata, J., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., Moral, R., 2015. Chemical, thermal and

- spectroscopic methods to assess biodegradation of winery-distillery wastes during composting. *Plos One* 10(9), e0138925.
- Trnka, M., Eitzinger, J., Dubrovsky, M., Semeradova, D., Stepanek, P., Hlavinka, P., Balek, J., Skalak, P., Farda, A., Formayer, H., Zalud, Z., 2010. Is rainfed crop production in central Europe at risk? Using a regional climate model to produce high resolution agroclimatic information for decision makers. *J. Agric. Sci.* 148:639-656.
- Tubiello, F.N., Salvatore, M., Rossi, S., Ferrara, A., Fitton, N., Smith, P., 2013. The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture. *Environmental Research Letters* 8, 015009.
- Tubiello, F.N., Salvatore, M., Córdor Golec, R.D., Ferrara, A., Rossi, S., Biancalani, R., Federici, S., Jacobs, H. and Flammini, A., Roma 2014. Agricultura, Silvicultura y otros usos de la tierra. Emisiones por fuentes y absorciones por sumideros. Análisis 1990-2011. Working Paper Series ESS/14-02. División de estadística de la FAO.
- Tubiello, F.N., Salvatore, M., Ferrara, A.F., House, J.I., Federici, S., Rossi, S., Biancalani, R., Golec, R.D.C., Jacobs, H., Flammini, A., Prospero, P., Cardenas-Galindo, P., Schmidhuber, J., Sánchez, M.J.S., Srivastava, N., Smith, P., 2015. The Contribution of Agriculture, Forestry and other Land Use activities to Global Warming, 1990-2012. *Global Change Biol.* 21: 2655-2660.
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – a meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*, 112, 309-320.
- Vallejo, A., Mejjide, A., Boeckx, P., Arce, A., García-torres, L., Aguado, P.L., Sánchez-Martin, L., 2014. Nitrous oxide and methane emissions from a surface drip irrigated system combined with fertilizer management. *Eur. J. Soil Sci.* 65:386–395.
- Van Cleemput, O., Boeckx, P., 2005. Alteration of nitrogen cycling by agricultural activities, and its environmental and health consequences. *Gayana – Botanica.* 62, 98-109.
- Van Groenigen, J.W., Velthof, G.L., Oenema, O., van Groenigen, K.J., van Kessel, C., 2010. Towards an agronomic assessment of N<sub>2</sub>O emissions: a case study on arable crops. *Eur. J. Soil Sci.* 61, 903–913.
- VanderZaag, A.C., Jayasundara, S., Wagner-Riddle, C., 2011. Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from land applied manure. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167: 464-479.
- Velthof, G.L., Mosquera, J., 2011. Calculation of nitrous oxide emission from agriculture in the Netherlands. Wageningen, Alterra. Report 2151, 66 blz, 4 figs, 17 tables, 104 refs.
- Venkat, K., 2012. Comparison of twelve organic and conventional farming systems: a life cycle greenhouse gas emissions perspective. *Journal of Sustainable Agriculture*, 36, 620-649.
- Vico, A., 2015. Reciclaje de lodos de depuradora: Estudio del efecto del agente estructurante usado y de la proporción de lodo. Trabajo fin master. Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Viguria, M., Sanz-Cobena, A., Lopez, D.M., Arriaga, H., Merino, M.P., 2015. Ammonia and greenhouse gases emission from impermeable covered storage and land application of cattle slurry to bare soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 199, 261-271.
- Webb, J., Pain, B., Bittman, S., Morgan, J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137: 39–46.

## 8. Bibliografía

- Webb, J., Thorman, R.E., Fernanda-Aller, M., Jackson, D.R., 2014. Emission factors for ammonia and nitrous oxide emissions following immediate manure incorporation on two contrasting soil types. *Atmos. Environ.* 82, 280–287.
- West, T.O., Six, J., 2007. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Clim. Change* 80: 25–41.
- Williams, E.J., Hutchinson, G.L., Fehsenfeld, F.C., 1992. NO<sub>x</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from soil. *Glob. Biogeochem. Cycl.* 6 (4):351–388.
- Wollenberg, E., Richards, M., Smith, P., Havlík, P., Obersteiner, M., Tubiello, F.N., Herold, M., Gerber, P., Carter, S., Reisinger, A., Van Vuuren, D.P., Dickie, A., Neufeldt, H., Sander, B.O., Wassmann, R., Sommer, R., Amonette, J.E., Falcucci, A., Herrero, M., Opio, C., Roman-Cuesta, R.M., Stehfest, E., Westhoek, H., Ortiz-Monasterio, I., Sapkota, T., Rufino, M.C., Thornton, P.K., Verchot, L., West, P.C., Soussana, J.F., Baedeker, T., Sadler, M., Vermeulen, S., Campbell, B.M. Reducing emissions from agriculture to meet the 2°C target. *Glob Chang Biol.* 2016 Dec;22(12):3859-3864.
- Wu, T.Y., Lim, S.L., Lim, P.N., Shak, K.P.Y., 2014. Biotransformation of biodegradable solid wastes into organic fertilizers using composting or/and vermicomposting. *Chem. Eng. Trans.* 39:1579-1584.
- Xing, S., Wang, J., Zhou, Y., Bloszies, S.A., Tu, C., Hu, S., 2015. Effects of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ratios on photosynthetic characteristics, dry matter yield and nitrate concentration of spinach. *Experim. Agric.* 51, 151-160.
- Yamashita, Y., Tanoue, E., 2003. Chemical characterization of protein-like fluorophores in DOM in relation to aromatic acids. *Mar. Chem.* 82, 255-271.
- Yañes, R., Alonso, J.L., Díaz, M.J., 2009. Influence of bulking agent on sewage sludge composting process. *Bioresour. Technol.* 100, 5827-5833.
- Yeomans, J., Bremner, J.M., 1989. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 19, 1467–1476.
- Zaid, A., Arias-Jimenez, E.J., 2002. Date palm cultivation. FAO plant production and protection paper, 156 rev.1. FAO, Rome.
- Zepp, R.G., Sheldon, W.M., Moran, M.A., 2004. Dissolved organic fluorophores in southeastern U.S. coastal waters: correction method for eliminating Rayleigh and Raman scattering peaks in excitation-emission matrices. *Mar. Chem.* 89, 15-36.
- Zhu, N.W., 2006. Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilotscale aerated static bin system. *Biores. Technol.*, 97(15):1870-1875.
- Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chen, Y., 2005. Dissolved organic carbón (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biol. Biochem.* 37, 2109-2116.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle.* 22:54-57.
- Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. In: *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Ed.: J.K.R. Gasser. Elsevier. Barking. Pp. 73-85
- Zucconi, F., De Bertoldi, M., 1987. Specifications for solid waste compost. *Biocycle*, 28(5/6):56-61.