

**ESTUDIO COMPARATIVO DEL  
COMPOSTAJE A ESCALA INDUSTRIAL  
DE RESIDUOS ORGÁNICOS DE  
DIVERSA PROCEDENCIA:  
INDICADORES, CALIDAD Y  
ESTABILIDAD**



UNIVERSIDAD DE ALMERÍA

**Ana Belén Siles Castellano**  
**Tesis Doctoral**  
**Diciembre 2021**



**UNIVERSIDAD DE ALMERÍA**

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA Y GEOLOGÍA

Programa de Biotecnología y Bioprocesos Industriales Aplicados a  
la Agroalimentación y Medioambiente

ESTUDIO COMPARATIVO DEL COMPOSTAJE A ESCALA  
INDUSTRIAL DE RESIDUOS ORGÁNICOS DE  
DIVERSA PROCEDENCIA: INDICADORES, CALIDAD, Y  
ESTABILIDAD

**Ana Belén Siles Castellano**

Tesis Doctoral, Almería, diciembre de 2021

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA Y GEOLOGÍA

Programa de Biotecnología y Bioprocesos Industriales Aplicados a  
la Agroalimentación y Medioambiente

ESTUDIO COMPARATIVO DEL COMPOSTAJE A ESCALA  
INDUSTRIAL DE RESIDUOS ORGÁNICOS DE  
DIVERSA PROCEDENCIA: INDICADORES, CALIDAD, Y  
ESTABILIDAD

COMPARATIVE STUDY OF INDUSTRIAL-SCALE COMPOSTING  
OF ORGANIC WASTE FROM VARIOUS  
SOURCES: INDICATORS, QUALITY, AND STABILITY

MEMORIA PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR

Fdo. Ana Belén Siles Castellano

Fdo. María José López López  
Profesora Titular de Universidad

Fdo. Juan Antonio López González  
Profesor Ayudante Doctor

Universidad de Almería

Universidad de Almería

La presente Tesis Doctoral incluye resultados obtenidos durante la realización del proyecto de investigación “Estudio comparativo del microbioma del compostaje: metagenómica, análisis funcional y vinculación con los parámetros críticos de control del proceso” subvencionado por la dirección



general de programas y transferencia de conocimiento del Ministerio de Economía y Competitividad (AGL2015-64512-R).

# **AGRADECIMIENTOS**

## **AGRADECIMIENTOS**

Con la defensa de esta Tesis Doctoral termina un periodo en el que he empleado todo mi esfuerzo y dedicación para conseguir este gran reto, y quiero asegurar que desde el principio hasta el final de esta investigación he estado rodeada de personas que han contribuido a su realización y a las que estaré enormemente agradecida.

### *A mis directores*

María José López López por todos los conocimientos que me ha transmitido, por su paciencia y constancia que han hecho posible poder llegar a este momento. Por sus consejos que me han servido para poder lograr mis objetivos. Por su ayuda y apoyo personal que he tenido durante estos años.

Juan Antonio López González por el gran esfuerzo que ha realizado ayudándome para que esta Tesis sea hoy una realidad y de esta forma sentirme, como me ha dicho en alguna ocasión, la más feliz del mundo.

Y no podré olvidar nunca a Joaquín Moreno Casco, quién me dio la oportunidad de poder realizar esta Tesis Doctoral, en su maravilloso grupo de investigación y que, por circunstancias de la vida, no ha podido llegar a poder disfrutar de este gran acontecimiento.

### *A mis compañeras y compañeros*

Mi agradecimiento a todos, que me han acompañado durante estos años haciendo tan gratas las horas de trabajo juntos durante toda mi formación. Nunca olvidaré el apoyo y comprensión que todos, de una u otra manera, me habéis ofrecido durante este estos años compartidos.

### *A mi familia*

Mis padres que han sido el motor que ha impulsado mis sueños y mis esperanzas, quien han estado siempre a mi lado en los momentos mas difíciles y que siempre han sido mis mejores guías de mi vida.

Mi hermano por sus palabras de ánimo cuando me ha visto flaquear.

Mi hijo, quien me ha dado la fuerza que he necesitado para levantarme cada día y seguir adelante para poder llegar al final de camino y conseguir lo que tanto he soñado.

# ÍNDICE

**ÍNDICE DE CONTENIDOS****INDICADORES DE CALIDAD**

RESUMEN	2
ABSTRACT	5
1. INTRODUCCIÓN	8
1.1. Gestión de residuos orgánicos	8
1.1.1. Tipología de residuos orgánicos	8
1.1.2. Impacto	11
1.1.3. Valorización y eliminación de residuos	12
1.1.4. Aspectos legislativos	13
1.2. El compostaje como tratamiento de residuos orgánicos	15
1.2.1 Operaciones del proceso de compostaje	18
1.2.2 Fases del proceso de compostaje	20
1.2.3. Variables de control y seguimiento del proceso de Compostaje	25
1.2.3.1. Temperatura	26
1.2.3.2. Humedad	27
1.2.3.3. Aireación	27
1.2.3.4. pH	28
1.2.3.5. Relación C/N	28
1.2.3.6. Tamaño de partícula	29
1.2.3.7. Fracciones solubles	29
1.2.3.8. Fracciones poliméricas	30
1.3. Indicadores de madurez y estabilidad del compost	31
1.4. Compostaje industrial versus compostaje casero	32
1.5. Calidad del compost	35
1.5.1. Parámetros limitantes para la utilización del compost	36
1.5.2. Aspectos legislativos	40
1.6. Bibliografía	42
2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	55
3. DESARROLLO EXPERIMENTAL	58
4. RESULTADOS	62



<b>4.1. ARTÍCULO 1. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes</b>	<b>63</b>
<b>4.2. ARTÍCULO 2. Industrial composting of low carbon/nitrogen ratio mixtures of agri-food waste and impact on compost quality</b>	<b>94</b>
<b>4.3. ARTÍCULO 3. Compost quality and sanitation on industrial scale composting of municipal solid waste and sewage sludge</b>	<b>123</b>
<b>5. DISCUSIÓN</b>	<b>150</b>
<b>6. CONCLUSIONES</b>	<b>167</b>

**INDICADORES DE CALIDAD**



La presente Tesis Doctoral se compone de tres artículos que han sido publicados en revistas científicas indexadas.

**Siles-Castellano, A. B.**, López, M. J., López-González, J. A., Suárez-Estrella, F., Jurado, M. M., Estrella-González, M. J., Moreno, J., 2020. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. *Journal of Cleaner Production* 252, 119820. doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119820

Calidad de la revista

Índice de impacto (Thomson Reuters, Journal of Citation Reports<sup>®</sup>, 2020): 9.297

Categoría JRC	Cuartil en su categoría
GREEN & SUSTAINABLE SCIENCE & TECHNOLOGY	Q1
ENGINEERING, ENVIRONMENTAL	Q1
ENVIRONMENTAL SCIENCES	Q1

**Siles-Castellano, A. B.**, López, M. J., Jurado, M. M., Suárez-Estrella, F., López-González, J. A., Estrella-González, M. J., Moreno, J., 2020. Industrial composting of low carbon/nitrogen ratio mixtures of agri-food waste and impact on compost quality. *Bioresource Technology* 316, 123946. doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123946

Calidad de la revista

Índice de impacto (Thomson Reuters, Journal of Citation Reports<sup>®</sup>, 2020): 9,642

Categoría JRC	Cuartil en su categoría
AGRICULTURAL ENGINEERING	Q1
BIOTECHNOLOGY & APPLIED MICROBIOLOGY	Q1
ENERGY & FUELS	Q1

**Siles-Castellano, A. B.**, López-González, J. A., Jurado, M. M., Estrella-González, M. J., Suárez-Estrella, F; López, M. J., 2021. Compost quality and sanitation on industrial scale composting of municipal solid waste and sewage sludge. *Applied Sciences* 11, 7525. doi.org/10.3390/app11167525

Calidad de la revista

Índice de impacto (Thomson Reuters, Journal of Citation Reports<sup>®</sup>, 2020): 2,679

Categoría JRC	Cuartil en su categoría
CHEMISTRY MULTIDISCIPLINARY	Q2
MATERIAL SCIENCE MULTIDISCIPLINARY	Q2
ENGINEERING MULTIDISCIPLINARY	Q2



### RESUMEN

En las últimas décadas, el ritmo de producción de residuos se ha disparado, lo que ha ocasionado un fuerte impacto ambiental, así como un riesgo para la salud humana. Para paliar este hecho, en los países más industrializados del globo se han auspiciado políticas ambientales y, especialmente, modelos de implantación de la economía circular. Una de las soluciones más adecuadas para el tratamiento de residuos orgánicos es la recuperación de los mismos mediante compostaje para biotransformarlos en un producto de utilidad agronómica. El compostaje industrial se ha convertido en el procedimiento de aprovechamiento de residuos orgánicos más extendido, por su bajo coste y su bajo impacto ambiental. Pese a lo anterior, las plantas de tratamiento de compostaje industrial se enfrentan a retos de gestión para los que, en muchos casos, no se encuentran preparadas de forma adecuada. Esto, con frecuencia, ocasiona una alta variabilidad en la calidad agronómica de los compost producidos a escala industrial.

En la presente Tesis Doctoral, se realizó un estudio comparativo sobre procesos de compostaje industrial, que gestionan residuos orgánicos de distinta naturaleza, siendo estos, residuos vegetales, residuos sólidos urbanos, lodos de depuradora, residuos agroalimentarios y alpeorujo. Se analizaron un total de tres plantas de tratamiento para cada tipo de residuo, sumando un total de 15 plantas. En cada una de ellas se tomaron muestras en las fases críticas del proceso, incluyendo materias primas, fases mesófilas, enfriamiento, maduración y producto final. Se llevó a cabo la caracterización físico-química y biológica de cada uno de los procesos de compostaje atendiendo a parámetros de control y seguimiento del proceso de compostaje, junto con parámetros relacionados con la biodegradabilidad, la estabilidad biológica, la madurez y el grado de higienización de los productos finales.

Como medida de madurez, se realizó un estudio de la evolución de la fitotoxicidad durante los procesos industriales que permitió confirmar la idoneidad del índice de germinación como una herramienta sencilla para poder monitorizar el proceso de compostaje y verificar la calidad del producto final obtenido. Además, se pudo corroborar que los procesos industriales que presentan mayores problemas para generar productos de calidad mínima fueron aquellos que procesaban residuos vegetales y residuos sólidos urbanos. En el primer caso, la problemática se encuentra localizada en los elevados valores de ciertos parámetros como el pH y la conductividad, que se alejan de forma acusada del valor óptimo para un compost. En el segundo caso, altos niveles de ciertos metales pesados restringen el uso ulterior de estos sustratos desde un

punto de vista agronómico y les otorga un comportamiento fitotóxico muy potente.

Además, se realizó un seguimiento completo de los procesos de compostaje industrial que gestionan residuos agroindustriales. Estos procesos emplean mezclas de partida alejadas del óptimo deseado en compostaje, pero de acuerdo a nuestros resultados, mediante las operaciones realizadas en las plantas de tratamiento, se pueden corregir los defectos de partida, para acabar generando compost con suficiente calidad para su uso con fines agrícolas, bajo condiciones de producción industrial.

Por último, el estudio se centró en los residuos orgánicos de origen urbano, lodos de depuradora y residuos municipales. La mayoría de las instalaciones que procesan estos residuos son capaces de producir un compost con la calidad sanitaria suficiente para su uso agronómico, especialmente en lo relativo a la carga microbiana de origen fecal, aunque existen casos adscritos a plantas de tratamiento de residuos municipales donde no se garantizan las condiciones mínimas de higienización y deben mejorar sus condiciones de operación.

Así pues, en un proceso de compostaje los materiales de partida suelen tener una composición y un origen de naturaleza muy diferente, lo que lleva asociado la generación de compost de mala calidad si el tratamiento que se realiza no es adecuado. Este amplio estudio demuestra que cada compostaje es único y que cuando se garanticen unas condiciones operacionales adecuadas durante el proceso, se podrá garantizar el éxito del mismo.



**ABSTRACT**

In recent decades, the rate of waste production has increased dramatically causing environmental impact, as well as, risks to human health. To alleviate this fact, the most industrialized countries of the globe have sponsored environmental policies and, especially, models for the implementation of the circular economy. One of the most suitable solutions for the treatment of organic waste is composting to biotransform it into a product of agronomic utility. Industrial composting has become the most widespread procedure for the treatment of organic waste, due to its low cost and environmental impact. Despite the above, industrial composting treatment plants face management challenges, for which, in many cases, they are not adequately prepared. This often results in high variability in the agronomic quality of compost produced on an industrial scale.

In this Doctoral Thesis, a comparative study was carried out on industrial composting processes, which manage organic waste of different nature, being, vegetable waste, urban solid waste, sewage sludge, food waste, and alpeorujo. Three treatment plants were considered for each type of waste, summing up 15 plants. In each plant, samples were taken in the critical phases of the process, including raw materials, mesophilic, cooling, and maturation phases as well as final product. The physical-chemical and biological characterization of each of the composting processes was carried out according to control and monitoring parameters of the process, together with parameters related to biodegradability, biological stability, maturity, and degree of sanitation of the final products.

As a measure of maturity, a study of the evolution of phytotoxicity during industrial processes was carried out, which confirmed the suitability of the germination index as a simple tool to monitor the composting process and verify the quality of the final product obtained. In addition, it was possible to corroborate that the industrial processes that present the greatest problems to generate products of minimum quality were those that processed vegetable waste and urban solid waste. In the first case, the problem is attributed to the high values of pH and conductivity, which are far from the optimum value for compost. In the second case, high levels of certain heavy metals restrict the subsequent use of these substrates from an agronomic point of view and give them a very powerful phytotoxic behavior.

In addition, complete monitoring of the industrial composting processes that manage agro-industrial waste was carried out. These processes use starting mixtures far from the optimum desired in composting, but according to our results, the operations carried out in the treatment plants allowed the correction of deficits, to end up generating compost with sufficient quality for its use for agricultural purposes.



## **Abstract**

Finally, the study focused on organic waste of urban origin, sewage sludge and municipal waste. Most of the facilities that process these waste are capable of producing compost with sufficient sanitary quality for agronomic use, especially concerning the microbial load of fecal origin, although there are cases assigned to municipal waste treatment plants in which no minimum sanitation conditions are guaranteed and their operating conditions should be improved.

Thus, in a composting process, the starting materials usually have a composition and origin of a very different nature, which is associated with the generation of poor quality compost if the treatment carried out is not adequate. This extensive study shows that each composting is unique and that when adequate operational conditions are guaranteed during the process, its success can be guaranteed.



**INTRODUCCIÓN**

### 1. INTRODUCCIÓN

#### 1.1. Gestión de residuos orgánicos

El sistema de sociedad del bienestar creado durante el siglo XX y que actualmente rige a los principales países desarrollados del globo terráqueo ha sido forjado en base a unos modelos económicos y productivos que se fundamentan en la generación de una cantidad de bienes y productos, a todas luces, exacerbada. Hasta la revolución industrial a mitad del siglo XIX, la actividad humana empleaba los recursos disponibles en procesos productivos que producían una cantidad de residuos que podían ser absorbidos, en gran medida por el entorno ambiental, debido a la cantidad en la que se generaban y la superficie disponible para su absorción en el ecosistema a través de los ciclos biogeoquímicos. Ese principio de equilibrio quedó hecho añicos en cuanto la producción de bienes y servicios, y por tanto de residuos, se disparó a mediados del siglo XX. El planeta lleva décadas soportando una situación en la cual, la producción de residuos es tan elevada por unidad de superficie, que los problemas de contaminación se han puesto a la orden del día (Chitrakar et al., 2019). La contaminación antropogénica genera noticias en los medios nacionales e internacionales, tanto por su impacto en la salud pública como en el medio ambiente (Rey et al., 2021). De hecho, los problemas con los contaminantes surgen tanto desde un punto de vista cuantitativo (ingentes cantidades de residuos municipales se acumulan en vertederos cada día), como cualitativo, ya que parte de los residuos generados pueden ocasionar problemas de salud pública, incluso a dosis bajas, como los metales pesados, los nutrientes eutrofizantes o los plaguicidas (Lukman et al., 2019). En este punto es donde subyace la importancia que poseen los planes de gestión de residuos que desarrollan las administraciones públicas. Tanto a nivel local, como autonómico, nacional o supranacional, las normativas de residuos tratan de paliar, en la medida de lo factible, los problemas que conlleva la generación de residuos. De hecho, la gestión de residuos está concebida justamente como el conjunto de operaciones en este ámbito, ya que atañe a la recogida, el transporte y tratamiento de los residuos, incluida la vigilancia de todas éstas.

##### 1.1.1. Tipología de residuos orgánicos

La base química común a todos los residuos orgánicos es tan simple y sencilla como que sean residuos que posean una estructura carbonada de origen biológico. Este conjunto es tan amplio que, en realidad, agrupa a residuos de origen y biodegradabilidad tremendamente dispares. Es en este punto donde se hace necesario introducir un término, el de recalcitrancia, para organizar mejor

el comportamiento de este grupo tan extenso de materiales. La recalcitrancia hace referencia a la dificultad que presenta una estructura química que posee un determinado compuesto para ser alterado física, química o biológicamente. Por tanto, es un término íntimamente ligado con el biodeterioro y la biodegradación. Esto es fundamental tenerlo presente, ya que entre los residuos orgánicos se hallan compuestos tan sencillos de degradar como los azúcares reductores y otros tan recalcitrantes como los hidrocarburos aromáticos policíclicos. Ambos compuestos pueden suponer residuos en un determinado momento del ciclo productivo, pero en base a su dispar recalcitrancia se comportan de un modo diametralmente opuesto desde un punto de vista ecotoxicológico (Mojiri et al., 2019). En base a esta situación, dentro del grupo de los residuos orgánicos, son de especial relevancia aquellos que son biodegradables. Además, con diferencia, éstos suponen la mayor cantidad de residuos orgánicos y son los responsables en primera instancia de causar los efectos de contaminación cuantitativa en los ecosistemas. Los residuos biodegradables suponen una fuente de recursos sostenibles enorme con la que los nuevos modelos de bioeconomía cuentan para el desarrollo de sociedades más sostenibles, capaces de lidiar mejor con los retos del cambio climático y la escasez energética (Mahjoub and Domscheit, 2020). Básicamente, los residuos biodegradables incluyen un amplio grupo de residuos tales como los residuos de alimentos y de jardín, el papel o el cartón que, en condiciones de vertido, pueden descomponerse de forma aerobia o anaerobia. Con esta definición, y de acuerdo a la legislación vigente relativa a residuos, pueden englobarse una gran variedad de residuos tales como los procedentes de la agricultura, acuicultura, silvicultura, caza y pesca, los procedentes de la preparación y elaboración de alimentos, los de plantas de tratamientos de aguas residuales o los municipales (**Figura 1**). De hecho, la presente Tesis Doctoral ha empleado modelos de tratamiento mediante compostaje industrial como sistema de gestión para cuatro de los principales residuos orgánicos que se producen en la actualidad: los residuos agrícolas, los residuos municipales, los lodos de depuradora y los residuos agroindustriales. Además, gran parte de estos residuos forman parte de otra categoría de sumo interés dentro de este campo, los residuos lignocelulósicos. Éstos son restos constituidos mayoritariamente por lignocelulosa. Este macropolímero está integrado por celulosa, hemicelulosa y lignina, y es el componente mayoritario de las plantas. Por tanto, son los polímeros más representados en la naturaleza. En realidad, cualquier material residual en el que se presenten restos vegetales corresponde a dicha categoría, destacando entre ellos los residuos forestales y agrícolas. Incluso, algunos residuos municipales y agroindustriales también pueden contener un elevado porcentaje de restos vegetales y, por consiguiente, de residuos lignocelulósicos (López-González, 2015).



Figura 1. Grupos de residuos biodegradables mayoritarios.

### 1.1.2. Impacto

Los residuos se acumulan en los entornos naturales provocando una serie de consecuencias que se resumen en la **Tabla 1**.

**Tabla 1.** Impactos derivados de la generación de residuos (CAGPDS, 2020).

<b>Problemática</b>	<b>Consecuencias</b>
Ambiental	Sobreexplotación de recursos naturales
	Ocupación del espacio
	Deterioro del paisaje
	Contaminación del suelo, agua y aire
	Mayor riesgo de incendios
	Olores
	Alteración en los ciclos de vida de especies animales
	Enfermedades o muerte en seres vivos
	Bioacumulación de sustancias en especies que pasan a la cadena trófica
	Aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero y potenciación del cambio climático
Económica	Alta inversión en la gestión de los residuos y su mantenimiento
	Costes asociados a descontaminación y restauración de espacios
	Despilfarro de posibles materias primas no utilizadas
	Pérdida de valor económico del suelo
Social	Deterioro del entorno
	“Compra-venta” de residuos que convierten las regiones más pobres en vertederos
Sanitaria	Proliferación de animales transmisores de enfermedades en los lugares de acumulación de residuos
	Contaminación bacteriana

El elevado impacto ambiental es consecuencia de la ingente cantidad de diversos residuos que se generan y acumulan en espacios reducidos de terreno. A día de hoy, se dispone de bases de datos que cuantifican la magnitud del problema. Pero poner números a este problema no es una tarea sencilla. La disparidad de residuos, el estado fenológico de los cultivos que se retiran tras la

cosecha, el contenido en humedad de los materiales, el origen rural de muchos de ellos y el descontrol en muchos casos, tanto en la producción como en la gestión, puede hacer francamente difícil esta labor de seguimiento del problema. Es por ello que, especialmente en el caso de los residuos agrícolas, se han desarrollado parámetros útiles que permiten cuantificar los residuos generados en base a la producción de vegetales. Este es el conocido método propuesto por Koopmans y Koppejan (1998) basado en el empleo de unos valores medios de la relación residuo-producto (RPR) “residue-product-ratio” estimados para los distintos residuos de cada cultivo. De acuerdo con él, la cantidad de residuo generada para un cultivo determinado se obtiene multiplicando su producción anual por esta relación. Este parámetro, en realidad, no solo considera la producción, sino que posibilita el cálculo de la producción de residuos en base a la superficie destinada a cada tipo de cultivo, algo que puede consultarse de forma sencilla a través de los datos de la FAO (<https://www.fao.org/faostat/>). Pese a lo anterior y, como se mencionaba anteriormente, cada vez con mayor eficacia y frecuencia, las administraciones públicas se hacen eco y registran los datos de los residuos generados por las actividades productivas. Un caso de especial referencia e interés lo constituye la base de datos de la UE, Eurostat (<https://ec.europa.eu/eurostat>). A través de este portal es posible recopilar la información de cada país constituyente de la UE, de la cantidad de residuos generados por categorías y en su conjunto. Según los datos más actualizados del mismo (2016), el conjunto de la UE produce un total de 2.536 millones de toneladas anuales de residuos, de los cuales, un porcentaje muy destacado de ellos lo constituyen los residuos biodegradables. Del mismo modo, el Instituto Nacional de Estadística (<https://www.ine.es/>) recopila los datos nacionales en su conjunto y por autonomías, ofreciendo unos datos, en muchos casos demoledores, en cuanto a la generación de residuos. Por ejemplo, España en 2018 generó un total de 22.703.767 de toneladas de residuos totales. Estos resultados siempre minusvaloran los datos reales ya que, en este ámbito, gran parte de los residuos generados se escapan al control de la administración pública, ocasionando un impacto ambiental indeseable e incontrolado (Thyberg et al., 2015).

### **1.1.3. Valorización y eliminación de residuos**

Frente a la complicada realidad, atestada de residuos y de problemas ambientales, se impone la necesidad de realizar una correcta gestión de residuos que alivie la situación. En el caso concreto de la gestión de residuos orgánicos, se establecen dos conceptos clave para jerarquizar los tratamientos a acometer. En primer lugar, el concepto de valorización, que supone, tal y como

se recoge en legislación vigente para la gestión de residuos, *“el conjunto de procedimientos que permiten el aprovechamiento de los recursos contenidos en los residuos sin poner en peligro la salud humana y sin utilizar métodos que puedan causar perjuicios para el medio ambiente”*. Esto, enfocado justamente al escenario de los residuos orgánicos es de tremenda utilidad para la sociedad, ya que difícilmente muchos de estos residuos orgánicos, una vez generados pueden ser reutilizados para el mismo fin con el que fueron creados, pero lo que seguro que contienen es, una serie de constituyentes orgánicos en su estructura química que los capacita para tener un aprovechamiento ulterior sumamente valioso, como en el caso de los restos procedentes de la industria agroalimentaria (Gottardi et al., 2021).

Las operaciones consideradas por la legislación como técnicas de valorización se recogen en la Ley 22/11 de Residuos y Suelos Contaminados, y engloba 13 operaciones, entre las que destacan especialmente las operaciones de compostaje y otras transformaciones biológicas de recuperación de nutrientes (R3). En cambio, para aquellos residuos orgánicos para lo que no se pueda incorporar un tratamiento de valorización, la legislación marca las operaciones de eliminación como última alternativa de gestión de residuos. Es sin duda, la opción más desfavorable dentro de las actuaciones de gestión a realizar sobre los residuos. Implica una pérdida de recursos y en gran número de casos, un impacto ambiental de considerable alcance (Wei et al., 2022). Claramente, las directrices europeas marcan una severa tendencia a la reducción de la eliminación como destino final para los residuos generados en los países constituyentes de la UE (Hartley et al., 2020). En sí, la legislación española señala a las operaciones de eliminación como *“aquellas que no sean consideradas como valorización, incluso cuando la operación tenga como consecuencia secundaria el aprovechamiento de sustancias o energía”* y las agrupa en 15 actuaciones que van precedidas por la letra D, incluyendo la incineración en tierra de residuos (D10) o el vertido en el mar de éstos (D7).

### **1.1.4. Aspectos legislativos**

El agotamiento de los recursos no renovables hace cada vez más necesario la adopción de medidas que favorezcan el desarrollo sostenible, lo que obliga a elaborar planes de gestión de residuos con la adecuada jerarquización de opciones: prevención y reducción, reutilización y reciclado, valorización energética o no y finalmente la eliminación definitiva. Las diferentes administraciones públicas regulan la normativa vigente a medida que la sociedad se enfrenta a nuevos retos. La Unión Europea estimula a seguir el modelo de



gestión que se encuentra dentro del modelo económico conocido como economía circular (Stegmann et al., 2020). Con lo cual, las normativas nacionales y autonómicas tratan de seguir este espíritu. Actualmente, en el marco de clasificación de residuos (Lista Europea de Residuos, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex%3A32014D0955>), su gestión y su posible posterior uso como fertilizantes, la normativa europea vigente se rige por:

- Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de mayo de 2018 por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos. (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A32018L0851>).
- Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo de 5 de junio de 2019 por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE y se modifican los Reglamentos (CE) n.o 1069/2009 y (CE) n.o 1107/2009 y se deroga el Reglamento (CE) n.o 2003/2003. (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A32019R1009>).

Hoy día, aún no se ha traspuesto la última Directiva (UE) sobre residuos a la ley española, por lo que como ley actual de residuos en España sigue vigente la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados (<https://www.boe.es/eli/es/l/2011/07/28/22/con>) que es transposición de la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/es/TXT/PDF/?uri=CELEX:02008L0098-20180705&from=EN>). Se espera que en unos meses quede derogada por una nueva ley de residuos. Pese a lo anterior, si se han promulgado decretos particulares. Un ejemplo de lo anterior es el Real Decreto 646/2020, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero (<https://www.boe.es/eli/es/rd/2020/07/07/646>) que surgió meses después del incidente relacionado con el derrumbe del vertedero de Zaldívar el 6 de febrero de 2020, que generó un desastre ambiental y ocasionó la muerte por accidente laboral de dos trabajadores del vertedero. Además, para el control de la contaminación y la regulación de la aplicación de los productos fertilizantes generados se encuentran vigentes las siguientes normativas españolas:

- Real Decreto Legislativo 1/2016, de 16 de diciembre, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de prevención y control integrados de la contaminación. (<https://www.boe.es/eli/es/rdlg/2016/12/16/1/con>).
- Real Decreto 999/2017, de 24 de noviembre, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. (<https://www.boe.es/eli/es/rd/2017/11/24/999>).

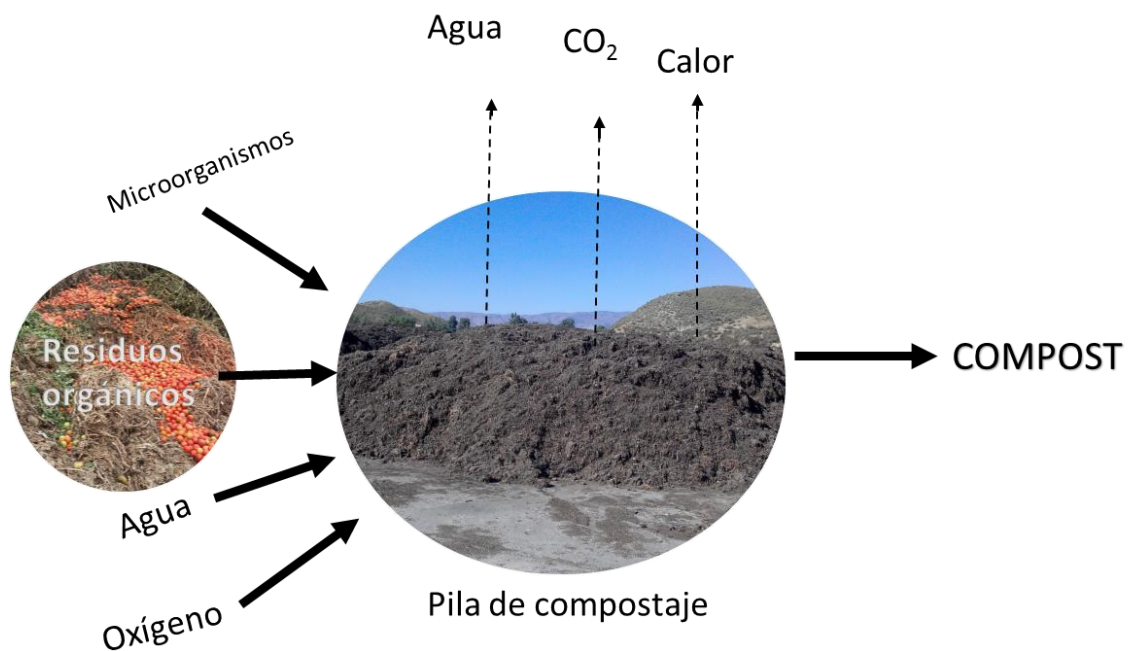
Gran parte de las competencias en materia de gestión de residuos se encuentran actualmente transferidas a las comunidades autónomas que constituyen el conjunto del territorio nacional. De esta forma, cada comunidad tiene su transposición de la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Por ejemplo, en el caso concreto de la comunidad andaluza, en materia legislación de residuos está vigente el Decreto 73/2012, de 22 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento de Residuos de Andalucía (<https://www.juntadeandalucia.es/boja/2012/81/4>).

### **1.2. El compostaje como tratamiento de residuos orgánicos**

El compostaje es un proceso de biotransformación aeróbica de la materia orgánica residual sobre sustrato sólido, en el que tiene lugar una fase en condiciones termófilas, y que genera un producto, estabilizado, madurado y humificado denominado compost, que posee una elevada utilidad agronómica. De hecho, la generación de compost supone una estrategia beneficiosa que puede paliar la gradual pérdida de fertilidad de los suelos, debido al uso y abuso del suelo, mediante prácticas agrícolas intensivas (Brock et al., 2021). La presencia de formas estables y complejas de materia orgánica en los biomateriales generados a través del proceso de compostaje, elimina los problemas asociados al “hambre de nitrógeno” en suelos agrícolas que generan los materiales frescos sin tratar como el estiércol procedente de actividades ganaderas. Incluso, es capaz de reducir drásticamente la fitotoxicidad habitual en raíces, debido a la disminución de concentración de sustancias agresivas con el sistema radicular de las plantas, en materiales compostados respecto a los materiales sin tratar previamente (Zenjari et al., 2006). Es más, el agotamiento de sustancias fácilmente asimilables conlleva la estabilización de comunidades microbianas presentes en el compost, formándose un microbioma complejo, en el que poseen destacada presencia, ciertos grupos microbianos de elevado interés (Lutz et al., 2020). Entre estas comunidades es habitual la existencia de grupos capaces de realizar actividades biofertilizantes, tremendamente útiles para el crecimiento y desarrollo vegetal (Chojnacka, et al., 2020). Éstos incluso, permiten reducir la alta dependencia de los fertilizantes inorgánicos tradicionales. Entre esta microbiota tan útil, es fácil localizar a especies capaces de solubilizar fosfatos inmovilizados en suelos, generar ácido indol-acético para las plantas o captar nitrógeno atmosférico para fijarlo hacia formas orgánicas o amoniacales. En definitiva, útiles para los ecosistemas agronómicos y el sustento de la vida en

general, ya que muchas de estas transformaciones de la materia, solo se pueden realizar a través de ciertas comunidades microbianas, dentro de los conocidos ciclos biogeoquímicos de los elementos (Maeda et al., 2011). Además de los agentes biofertilizantes, se encuentra ampliamente demostrado que en el microbioma del compost madurado y estabilizado se asientan poblaciones capaces de ejercer una determinante labor biopesticida capaz de interferir de forma destacada en los ciclos biológicos de microorganismos patógenos reconocidos, incluyendo hongos fitopatógenos (Sánchez San Fulgencio et al., 2018) o ciertas especies bacterianas causantes de severas patologías a los cultivos (Suárez-Estrella et al., 2019).

Pero las bondades del proceso de compostaje, no se reducen exclusivamente al punto de vista agrónomico. A través del proceso de compostaje se pueden gestionar una enorme variedad de sustratos residuales. Tan sólo se requiere que sean mínimamente biodegradables, independientemente de su condición, ya que cualquier residuo puede ser acondicionado y combinado con otros sustratos que palien las carencias que muestran y ser transformados mediante un proceso de co-compostaje con éxito (Qdais and Al-Widyan, 2016). Además, para residuos sólidos, supone una alternativa de gestión mucho más económica y sencilla que el resto de alternativas de biotransformación de los residuos, como las operaciones de biometanización (Martínez-Sabater et al., 2019), que requieren instalaciones costosas que puedan generar y almacenar el metano producido por las comunidades de arqueas metanógenas en condiciones de anaerobiosis. Pero una de las principales ventajas que posee el proceso de compostaje es la enorme simplicidad que implica en su integración en las técnicas de desarrollo sostenible que demandan los modelos económicos más actuales, que se rigen por la implantación del modelo de economía circular que pretende implantar la UE (Comisión Europea, 2020). El compostaje, a fin de cuentas, se fundamenta en un proceso completamente natural de biodegradación de la materia orgánica muerta y que se realiza en condiciones de aerobiosis para reciclar los nutrientes que, de otro modo, se acumularían en los ecosistemas. La diferencia es que, en una planta de compostaje, la intervención del ser humano controla el proceso y apila los materiales con el fin de optimizar las condiciones bajo las que se lleva a cabo, aprovechando el calor residual que se genera en condiciones aerobias para almacenarlo en la pila. De hecho, en el proceso en sí, que queda representado en la **Figura 2**, intervienen las poblaciones microbianas, los nutrientes contenidos en los residuos orgánicos, biopolímeros, agua y oxígeno.



**Figura 2.** Esquema básico de un proceso de compostaje.

Debido a la alta capacidad de biodegradación de materia orgánica que posee la microbiota implicada en compostaje, no solo se puede aprovechar el proceso para biotransformar los residuos orgánicos mayoritarios, sino que, es útil incluso para biodescontaminar los residuos que generan contaminación cualitativa incluso en pequeñas dosis, y que habitualmente pueden estar presentes en los residuos orgánicos mayoritarios, como los plaguicidas que acompañan a los residuos agrícolas (Cardinali et al., 2010) o las trazas de antibióticos que portan los residuos orgánicos de origen antropogénico (como lodos de depuradora o residuos municipales) y que suponen un foco de dispersión de genes de resistencia antibiótica a los ambientes naturales (He et al., 2020). Este último aspecto es de especial interés, dado que, los antibióticos y su sobreuso son, sin ninguna duda, los mayores causantes del incremento de las resistencias bacterianas a las sustancias antibióticas comercializadas en la actualidad y que se pronostica como la próxima gran pandemia que se cierne sobre la civilización (Cairns et al., 2018). Las temperaturas generadas en el interior de la pila de compostaje (superiores a 70 °C), prolongadas en el tiempo, son capaces de eliminar patógenos humanos y vegetales, así como semillas de malas hierbas, eliminando riesgos innecesarios de transmisión de problemas tanto desde un punto de vista de la salud vegetal como la salud pública.

### 1.2.1 Operaciones del proceso de compostaje

Frente a la complejidad de otros procesos de tratamiento de residuos como la digestión anaerobia o la gasificación, el compostaje es relativamente sencillo. Desde el punto de vista operacional comprende fundamentalmente cuatro operaciones: recepción de los materiales, acondicionamiento de los mismos, desarrollo del compostaje, tratamientos finales del compost y almacenamiento. Todas ellas pueden ser modificadas con el fin de optimizar el proceso de compostaje.

**1. Recepción de los materiales:** Incluye las instalaciones y equipos de control, encargados de los flujos de entrada de residuos a la planta, sea cual sea la naturaleza de estos. Como mínimo presentarán los siguientes equipos de manejo inicial de residuos:

- Sistema de pesaje para camiones que ingresan con la materia prima a la planta
- Tolva o deslizador.

**2. Selección y acondicionamiento:** En esta etapa es aconsejable disponer de una superficie lo suficientemente grande como para hacer adecuado el trabajo de selección y acondicionamiento. Esto tiene como objetivo la preparación de los residuos para el proceso de compostaje. Consta de una selección de materiales o limpieza de materias primas. Para ello, se requieren distintos equipos que varían en función de las características del sustrato (por ejemplo, si el material vegetal incorpora rafia no biodegradable). En general se suelen emplear equipos tales como:

- Cintas de selección y limpieza, en las que tiene lugar la retirada de materias como plásticos, metales, maderas, etcétera.
- Separador magnético.
- Tamices rotatorios.

Cuando se ha llevado a cabo la selección adecuada del material que se va a compostar, el siguiente proceso implica la trituración del material con el fin de facilitar el ataque microbiano en el compostaje. Esta operación suele ir seguida de la mezcla de materiales para conseguir una relación C/N óptima. Otros parámetros que se recomienda ajustar en esta fase se especifican en la **Tabla 2**.

**Tabla 2.** Control de los parámetros a ajustar en las materias a compostar.

Condición	Rango razonable	Rango óptimo*
Relación C/N	20-40	25-30
Contenido de humedad	40-70%	50-60%
Tamaño de partícula (cm)	1-3 cm	Varios*
pH	5,5-9,0	6,0-8,0

\*Depende del material a utilizar, su tamaño de partícula y las condiciones ambientales.

**3. Desarrollo del compostaje:** Tras la etapa anterior, se procede a mezclar los diferentes residuos disponibles, con el fin de obtener el mejor material posible para el compostaje, para lo cual se dispone de dos formas, normalmente, en capas con distinto material o en pilas con materiales mezclados en la etapa previa. Estas pilas deben tener unas dimensiones adecuadas para permitir que el proceso se desarrolle al permitir la conservación del calor biogénico generado en el proceso. Así, se recomienda que las pilas tengan una altura y anchura mínima de 1 m, aunque los tamaños, especialmente en instalaciones industriales, son muy variables (Estrella-González et al., 2020a). Una vez constituidas las pilas, se inicia el proceso de compostaje cuyos aspectos básicos se describen en el apartado siguiente. Durante el mismo se debe controlar la temperatura, mantener la humedad y es recomendable efectuar volteos periódicos, los cuales permitirán:

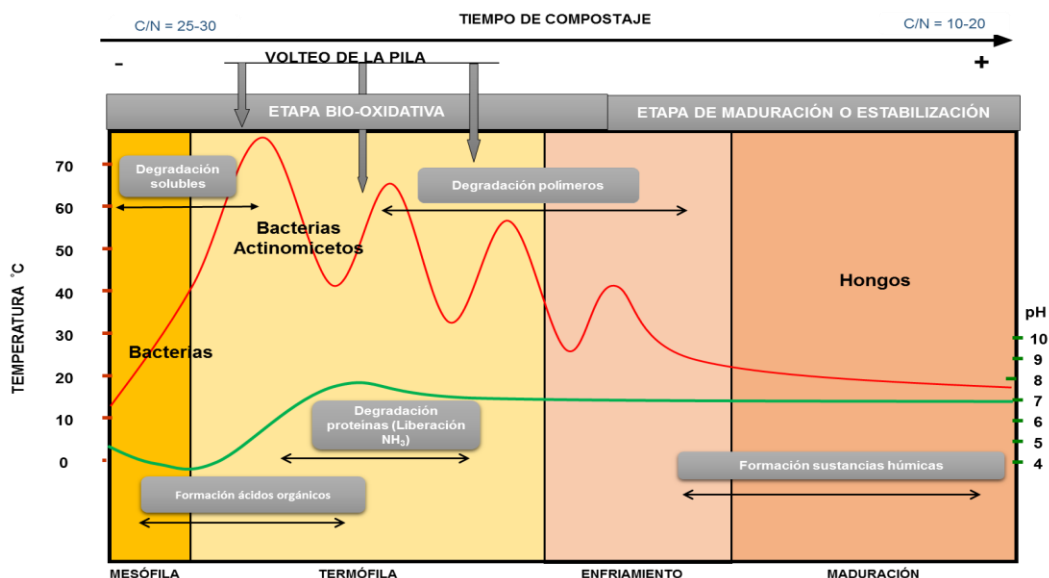
- Mezclar el material y permitir que todo sea sometido a las mismas condiciones.
- Facilitar el intercambio gaseoso.
- Evitar la compactación.
- Crear nuevas superficies de ataque para los microorganismos.
- Controlar la temperatura, el pH y la humedad.

Los volteos cesarán, cuando las variaciones en la temperatura acaben, debido al agotamiento de los materiales fácilmente biodegradables. Una vez sucede esto, comienza la segunda fase del proceso conocida como fase de maduración. En esta fase, ya no se requiere voltear el material, aunque es aconsejable no dejar de humectar el material, al menos para que el contenido en humedad no descienda del 30%, ya que por debajo de ese valor se compromete la supervivencia microbiana de forma drástica.

4. **Tratamientos finales del compost y almacenamiento:** Una vez que el proceso de compostaje ha llegado a término, el compost suele ser tamizado para obtener tamaños de partícula homogéneos. Este proceso se conoce como refino. El uso del compost es normalmente estacional, aumentando la demanda en primavera y otoño, por lo que el compost puede ser almacenado durante varios meses sin que se pierdan las propiedades fertilizantes del mismo.

### 1.2.2 Fases del proceso de compostaje

El proceso de compostaje se divide en cuatro fases principales, la fase mesófila, la fase termófila, la fase de enfriamiento y, por último, la fase de maduración. Todas ellas quedan reflejadas en la **Figura 3**. Estas fases, se diferencian por la temperatura y las reacciones metabólicas que predominan en cada una de ellas (Moreno et al., 2021). Otros autores prefieren separar el proceso en dos fases globales que se diferencian en los niveles de actividad microbiana y los sustratos disponibles (García-Gómez et al., 2003): fase bio-oxidativa o de crecimiento activo de los microorganismos y fase de maduración, en la que la actividad microbiana es menos importante, aunque siempre está presente. La fase bio-oxidativa estaría a su vez diferenciada en varias fases termófilas y mesófilas que se activarían en operaciones de volteo y concluiría una vez que la producción de calor cesa debido a la ausencia de sustancias fácilmente biodegradables.



**Figura 3.** Evolución de las fases (1. mesófila, 2. termófila, 3. enfriamiento y 4. maduración) en el proceso de compostaje, en cuanto a temperatura, pH y relación carbono-nitrógeno (C/N), microorganismos implicados y actividad metabólica predominante (adaptado de Moreno y Mormeneo, 2011).

**1- Fase mesófila:** El compostaje se inicia con una biodegradación de la materia orgánica a temperaturas entre 10 y 40 °C. En esta fase, el sustrato se encuentra a la temperatura del ambiente, mientras que los valores de pH suelen ser ligeramente ácidos. En esta etapa actúan bacterias y hongos mesófilos y termotolerantes que utilizan materias de fácil degradación como azúcares y aminoácidos, ocasionando una bajada del pH, debido a una formación por parte de los microorganismos de ácidos orgánicos (Zhang et al., 2016). Además, en esta fase, se puede iniciar una cierta degradación de los polímeros más sencillos, como es el caso del almidón, por parte de amilasas, liberando nuevos azúcares de fácil degradación, pero estos son minoría, pues la mayor parte de ellos se degradarán posteriormente (López-González et al., 2013). En esta fase, debido a la mayor velocidad de crecimiento de bacterias frente a hongos, serán los predominantes en el proceso. Además, las bacterias son más versátiles que los hongos para su adaptación a los cambios en las condiciones del proceso. Especialmente bien adaptada se encuentra la microbiota indígena del residuo que sea capaz de emplear los nutrientes fácilmente disponibles en la pila. La predominancia de bacterias ocasiona un aumento importante de la temperatura llegando a provocar el cambio de unas condiciones mesófilas hacia unas termófilas cuando se alcanzan unos 42-45 °C.

**2- Fase termófila:** Como consecuencia de tal aumento de la temperatura en la anterior fase, los microorganismos mesófilos no soportan las altas temperaturas existentes y se eliminan. En cambio, los organismos termófilos y especialmente los termotolerantes (capaces de crecer entre temperaturas tan dispares como 20 y 60 °C), empiezan a aumentar su población y a establecerse como microbiota residente del proceso (Moreno et al., 2021). Es en este momento donde se establece claramente la diferenciación entre la microbiota transeúnte del proceso, que no se adapta a las condiciones imperantes y la residente, que va a suponer el motor de funcionamiento del proceso, biotransformando los residuos en compost estabilizado (López-González et al., 2015a). Por tanto, El aumento en la temperatura conlleva una pérdida de biodiversidad, que no se frenará hasta el final del proceso, ya que solo los más aptos sobreviven, es decir, la microbiota residente. Por ello, comienzan a predominar los actinomicetos, en concreto, los estreptomicetos que son los causantes del característico olor a tierra mojada del compost debido a la producción de geosmina (4,8α-



dimetildecalina-4 $\alpha$ -ol). Estos son organismos claramente considerados como los mayores generadores de antibióticos (De Lima Procópio et al., 2012) y están implicados en la biodegradación de polímeros naturales, por lo que, tienen una función fundamental en el proceso de compostaje (Al-Dhabi et al., 2019). En las etapas tempranas de la fase termófila los microorganismos comienzan a metabolizar proteínas, incrementando la liberación de amoníaco con la consiguiente alcalinización de la pila (Estrella-González et al., 2020a). Además, se ha comprobado que, junto a sustancias de fácil degradación, en esta fase se metabolizan moléculas complejas como la lignocelulosa (López et al., 2021). Toda esta liberación de compuestos monoméricos simples, provoca que otros microorganismos tengan una fuente de alimento accesible, haciendo que la actividad metabólica sea muy elevada, alcanzando temperaturas superiores incluso a 70 °C. En esta fase, las tasas de degradación son relativamente elevadas comparadas con las de la etapa anterior. Las bacterias más abundantes en condiciones termófilas son las esporuladas como *Bacillus* spp. (*B. brevis*, *B. circulans*, *B. coagulans*, *B. licheniformis*, *B. subtilis*, entre otras) (Estrella-González et al., 2020b; López-González et al., 2015a). Además, los actinomicetos termotolerantes y termófilos son más resistentes a altas temperaturas, y contribuyen a un porcentaje muy representativo de la descomposición de la materia orgánica total. Éstos aparecen en las dos primeras fases y así como en la maduración, durante la humificación, cuando los sustratos fácilmente disponibles han desaparecido. Algunos de los actinomicetos identificados en compostaje son *Nocardia* spp., *Streptomyces heliomycini*, *S. somaliensis*, *S. thermovulgaris*, *S. albidoflavus* *Thermoactinomyces vulgaris* y *Thermomonospora* sp. (López-González et al., 2015a; Paul y Clark, 1996). A temperaturas mayores de 60 °C, la degradación es realizada prácticamente de forma exclusiva por bacterias. Las bacterias no esporuladas *Hydrogenobacter* spp. y *Thermus* spp. aumentan a valores de temperatura de 70 a 82°C (Blanc et al., 1999). Aunque claramente, sigue predominando la microbiota residente formada por poblaciones microbianas termotolerantes (Moreno et al., 2021). Cada vez que se realiza un volteo en el material, se reinicia el ciclo anteriormente descrito, debido fundamentalmente a que existen materiales poco degradados en los bordes de la masa inicial. El proceso se podrá repetir, aunque con picos de temperatura cada vez menores (como se refleja en la **Figura 3**), hasta que el material asimilable para los microorganismos se termine y el calor se disipe.

**3- Fase de enfriamiento:** A temperaturas superiores de 60 °C, el calor inhibe a los microorganismos de varias formas, como puede ser la inactivación de las enzimas, pero también actúa limitando el suministro de oxígeno, si se tiene en cuenta que, la solubilidad del oxígeno en agua disminuye a mayor temperatura. Esto provoca la reducción de la actividad microbiana y, como consecuencia, una caída en la temperatura. Así, la tercera fase o fase de enfriamiento, se produce cuando la fuente de carbono, directamente disponible, comienza a ser un factor limitante. En esta fase, vuelven a crecer los microorganismos mesófilos, esta vez, con clara predominancia de hongos, cuyas esporas permanecen durante el previo incremento de temperatura (Estrella-González et al., 2020b), o bien recolonizan la pila desde el exterior. Por ello, los hongos juegan un papel muy destacado tanto en la fase de enfriamiento como en la maduración. En ambas fases, polímeros como la lignina y la celulosa y la biomasa bacteriana constituyen los únicos sustratos disponibles. Los hongos, por tanto, son capaces de superar su desventaja frente a las bacterias, existente durante las primeras fases, debido a sus tasas de crecimiento más lento y a su escasa resistencia a altas temperaturas (Moreno et al., 2021).

**4- Fase de maduración:** Los hongos son los responsables de la pérdida del 30-40% del peso de los sustratos y se encuentran implicados en los procesos de humificación durante la maduración. Durante esta fase prácticamente no hay compuestos biodegradables y se forman los complejos lignina-humus que son compuestos muy estables y no biodegradables (Zheng et al., 2021). Algunos de los hongos identificados en el proceso de compostaje se incluyen en los géneros *Absidia*, *Mucor*, *Allescheria*, *Chaetomium*, *Thermomyces*, *Dactylomyces*, *Penicillium*, *Coprinus*, *Lenzites*, *Microascus*, *Gibellulopsis*, *Aspergillus* y *Sporotrichum* (López-González et al., 2015b; Miller, 1993), pero se aporta una información más detallada, tanto de procariotas como de eucariotas a través de las **Tablas 3 y 4**. Pese al destacado papel de los hongos en maduración, se ha demostrado que, aunque las bacterias mesófilas se encuentran en bajo número en las fases de enfriamiento y maduración, respecto a la fase bio-oxidativa, participan en diversas reacciones importantes para la maduración del compost, que además no han sido detectadas en la fase termófila. Estas bacterias no sólo están implicadas en la oxidación de la materia orgánica, también participan en la oxidación de hidrógeno, amonio, nitrito y sulfuros, en la fijación de nitrógeno, reducción de

sulfatos, producción de exopolisacáridos y producción de nitrito a partir de amonio bajo condiciones heterotróficas (Beffa et al., 1996). Una importancia relativa también presenta otro conjunto de organismos, como es el caso de protozoos, nemátodos o miriápodos, encargados de colaborar en la degradación y estabilización del material, durante el proceso de compostaje (Palaniveloo et al., 2020).

**Tabla 3.** Géneros procariontes detectados en compostaje (López-González, 2015).

<b>Dominio Bacteria</b>		
Phylum Proteobacteria	α-proteobacterias	<i>Azospirillum</i> ; <i>Bradyrhizobium</i> ; <i>Brevundimonas</i> ; <i>Caulobacter</i> ; <i>Maricaulis</i> ; <i>Methylobacterium</i> ; <i>Nitrobacter</i> ; <i>Paracoccus</i> ; <i>Phyllobacterium</i> ; <i>Rhodovulum</i> ; <i>Xanthobacter</i>
	β-proteobacterias	<i>Achromobacter</i> ; <i>Acidovorax</i> ; <i>Alcaligenes</i> ; <i>Burkholderia</i> ; <i>Chromobacterium</i> ; <i>Comamonas</i> ; <i>Janthinobacterium</i> ; <i>Nitrosomonas</i> ; <i>Paucimonas</i> ; <i>Variovorax</i>
	γ-proteobacterias	<i>Acinetobacter</i> ; <i>Aeromonas</i> ; <i>Azotobacter</i> ; <i>Citrobacter</i> ; <i>Enterobacter</i> ; <i>Erwinia</i> ; <i>Escherichia</i> ; <i>Haemophilus</i> ; <i>Klebsiella</i> ; <i>Lysobacter</i> ; <i>Methylocaldum</i> ; <i>Moraxella</i> ; <i>Pantoea</i> ; <i>Proteus</i> ; <i>Pseudoalteromonas</i> ; <i>Pseudomonas</i> ; <i>Pseudoxanthomonas</i> ; <i>Psychrobacter</i> ; <i>Salmonella</i> ; <i>Serratia</i> ; <i>Stenotrophomonas</i> ; <i>Xanthomonas</i> ; <i>Xylella</i> ; <i>Yersinia</i>
	ε-proteobacterias	<i>Campylobacter</i> ; <i>Helicobacter</i>
Phylum Firmicutes	Bacilli	<i>Amphibacillus</i> ; <i>Aneurinibacillus</i> ; <i>Bacillus</i> ; <i>Brevibacillus</i> ; <i>Caryophanon</i> ; <i>Enterococcus</i> ; <i>Geobacillus</i> ; <i>Laceyella</i> ; <i>Lactobacillus</i> ; <i>Paenibacillus</i> ; <i>Planococcus</i> ; <i>Solibacillus</i> ; <i>Sporosarcina</i> ; <i>Staphilococcus</i> ; <i>Streptococcus</i> ; <i>Thermoactinomyces</i> ; <i>Trichococcus</i> ; <i>Ureibacillus</i> ;
	Clostridia	<i>Acetobacterium</i> ; <i>Desulfotomaculum</i> ; <i>Tissierella</i>
Phylum Bacteroidetes		<i>Bacteroides</i> ; <i>Cytophaga</i> ; <i>Chryseobacterium</i> ; <i>Flavobacterium</i> ; <i>Flexibacter</i> ; <i>Sphingobacterium</i> ; <i>Symbiobacterium</i>
Phylum Actinobacteria		<i>Actinomadura</i> ; <i>Actinomyces</i> ; <i>Aeromicrobium</i> ; <i>Amycolatopsis</i> ; <i>Arthrobacter</i> ; <i>Brachybacterium</i> ; <i>Brevibacterium</i> ; <i>Cellulomonas</i> ; <i>Cellulosimicrobium</i> ; <i>Corynebacterium</i> ; <i>Curtobacterium</i> ; <i>Dietzia</i> ; <i>Georgenia</i> ; <i>Kocuria</i> ; <i>Microbacterium</i> ; <i>Micrococcus</i> ; <i>Microbispora</i> ; <i>Micromonospora</i> ; <i>Nocardia</i> ; <i>Planomonospora</i> ; <i>Propionibacterium</i> ; <i>Pseudonocardia</i> ; <i>Rathayibacter</i> ; <i>Rhodococcus</i> ; <i>Saccharomonospora</i> ; <i>Sccharopolyspora</i> ; <i>Streptomyces</i> ; <i>Terrabacter</i> ; <i>Thermobifida</i> ; <i>Thermobispora</i> ; <i>Thermocrispum</i> ; <i>Thermomonospora</i> ; <i>Thermopolyspora</i> ; <i>Yaniella</i>
Phylum Deinococcus-Thermus		<i>Thermus</i>
Phylum Aquificae		<i>Hydrogenobacter</i>
<b>Dominio Archaea</b>		
Phylum Euryarchaeota		<i>Methanothermobacter</i>

<sup>1</sup> Clasificación de acuerdo con la base de datos "List of Prokaryotic names with Standing in Nomenclature" (LPSN) (<http://www.bacterio.net>)

**Tabla 4.** Géneros eucariotas detectados en compostaje (López-González, 2015).

<b>Reino Fungi</b>	
Phylum Ascomycota	<i>Acremoniella; Acremonium; Acrophialophora; Aleurisma; Alternaria; Aphanoascus; Apiospora; Arthrinium; Arthrobotrys; Arthrographis; Ascodesmis; Ascotricha; Aspergillus; Aureobasidium; Beauveria; Botryosporium; Botryotinia; Botryotrichum; Botrytis; Candida; Cephalophora; Cephalosporium; Chaetomium; Chrysosporium; Cladosporium; Clonostachys; Coniothyrium; Coonemeria; Corynascus; Curvularia; Cyllindrocarpon; Dactylaria; Doratomyces; Emericella; Engyodontium; Epicoccum; Eremascus; Eurotium; Eutypella; Exophiala; Fennellia; Fusarium; Gelasinospora; Geomyces; Geosmithia; Geotrichum; Gilmaniella; Gliobotrys; Gliocladium; Gliomastix; Graphium; Gymnoascacea; Harpographium; Heterosporium; Hormiscium; Humicola; Hypocrea; Hypomyces; Kernia; Kluyveromyces; Leptographium; Macrosporium; Malbranchea; Melanocarpus; Metarhizium; Microascus; Myriococcum; Mollisia; Monilia; Monotospora; Myceliophthora; Mycogone; Myrothecium; Nectria; Neosartorya; Nigrospora; Oedocephalum; Oidiodendron; Oidium; Paecilomyces; Papulaspora; Penicillium; Peziza; Phialemonium; Phialophora; Phoma; Phomopsis; Pichia; Pithomyces; Plectosporium; Preussia; Pseudallescheria; Pseudogymnoascus; Pullularia; Rhinocladiella; Rollandina; Scedosporium; Scolecobasidium; Scopulariopsis; Scytalidium; Sepedonium; Sordaria; Spicaria; Sporothrix; Stachybotrys; Staphylotrichum; Stemphylium; Talaromyces; Thermoascus; Thermomyces; Thielavia; Thielaviopsis; Thysanophora; Torulopsis; Trichocladium; Trichoderma; Trichophaea; Trichothecium; Trichurus; Ulocladium; Verticillium; Volutella; Westerdykella</i>
Phylum Basidiomycota	<i>Agaricus; Armillaria; Clitopilus; Coprinopsis; Coprinus; Fomes; Gloeophyllum; Lentinus; Lenzites; Moniliella; Mycena; Oospora; Panaeolus; Pleurotus; Rhodotorula; Sistotrema; Sporotrichum; Stereum; Trametes; Trichosporon</i>
Phylum Zygomycota	<i>Absidia; Actinomucor; Circinella; Cunninghamella; Mortierella; Mucor; Piptocephalis; Rhizomucor; Rhizopus; Stylopage; Syncephalis; Zygorhynchus</i>
<b>Reino Chromista</b>	
Phylum Oomycota	<i>Pythium</i>

<sup>1</sup>Clasificación de acuerdo con Mycobank (<http://www.mycobank.org/>)

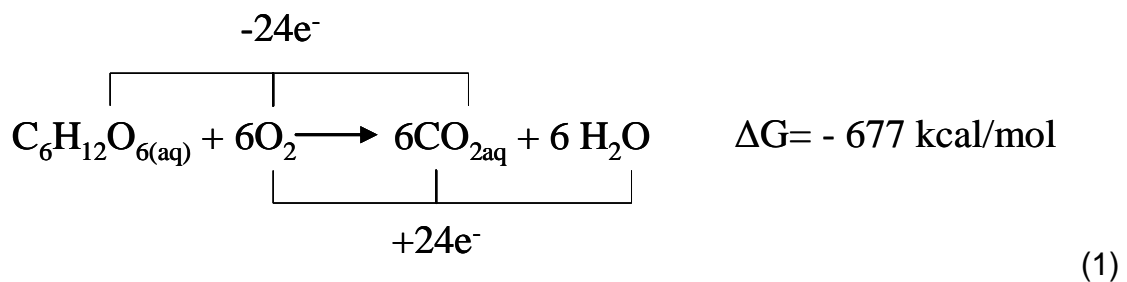
### 1.2.3. Variables de control y seguimiento del proceso de Compostaje

Son muchos y complejos los factores que intervienen en cualquier proceso biológico. Además, estos factores están a su vez influenciados por las condiciones ambientales, tipo de residuo a tratar, la técnica de compostaje, la manera en que se desarrolla la operación y por la interacción entre ellas. El

compostaje está basado en los factores que controlan la ecología microbiana (Tortosa et al., 2020). Son factores de tipo biótico como tipos de microorganismos presentes, competición, capacidad de supervivencia y de tipo abiótico como composición del sustrato, su estructura, la cantidad de agua y oxígeno, el pH y la temperatura, los que van a interaccionar entre sí para se produzca el compostaje. A continuación, se describe cómo afectan cada uno de estos factores al desarrollo del proceso y el control que se puede ejercer sobre ellos para optimizar el proceso de compostaje.

### 1.2.3.1. Temperatura

La temperatura es el parámetro que mejor indica el desarrollo del proceso (Nakasaki e Hirai, 2017). Como se ha detallado anteriormente (Sección 1.2.2), la temperatura divide el proceso de compostaje en cuatro etapas: mesófila, termófila, enfriamiento y maduración. Según el tipo de microorganismo que se trate, tendrá una temperatura óptima para crecer y realizar su función dentro del proceso, aunque el proceso siempre se encuentra monitorizado por la microbiota residente del mismo (Moreno et al., 2021). El aumento de temperatura es consecuencia de una liberación de energía que constituye un producto de desecho del metabolismo microbiano, cuya actuación sobre moléculas orgánicas en presencia de oxígeno es altamente exotérmica, tal y como se refleja en la **Reacción 1** (Ryckeboer et al., 2003):



Con temperaturas demasiado elevadas, algunas especies que favorecen el compostaje mueren, mientras que otras no actúan al encontrarse en estado de espora (O'Connor et al., 2015). El grupo de organismos favorecido por las condiciones térmicas, descompone la materia orgánica obteniendo la energía según la **Reacción 1**, emitiendo un calor que es emitido al material, variando la temperatura de la pila. Este calor, permite además acabar con los organismos patógenos existentes en el residuo, así como los parásitos o las semillas de malas hierbas. La temperatura varía según el volumen de la pila, de su superficie y de las condiciones ambientales.

### 1.2.3.2. Humedad

Los microorganismos necesitan agua para crecer y realizar su función metabólica. De forma teórica el proceso necesita un valor de 30 al 70% de humedad, con una buena aireación (Richard et al., 2002). La humedad de la pila de compostaje debe ser tal que el agua no llegue a ocupar la totalidad los poros existentes en un material que es particulado (Miyatake e Iwabuchi, 2006), con el fin de permitir la circulación del oxígeno en el ambiente. Los valores alto propician un ambiente anaeróbico, luego son desaconsejables. Los valores más adecuados están entre el 40 y el 60%. Estos niveles deben mantenerse especialmente durante la fase bio-oxidativa, puesto que es en ella, en la que tienen lugar la gran mayoría de las reacciones metabólicas y las fluctuaciones térmicas que pueden provocar el consumo por parte de los microorganismos y pérdidas del agua. Además, el grado de humedad óptimo se encuentra altamente influenciado por la naturaleza y características del residuo a compostar, ya que el tamaño de los poros va a depender de ello. Por tanto, es posible encontrar algunos residuos que requieren valores más elevados de humedad como óptimo respecto a otros biomateriales (Bueno et al., 2011). La mezcla de diferentes residuos permite aumentar o disminuir el contenido de humedad inicial hasta el nivel óptimo o humectar el material con riegos frecuentes, para mantener en los valores adecuados al material, durante toda la biotransformación microbiana.

### 1.2.3.3. Aireación

Como ya se ha explicado anteriormente, el compostaje es un proceso desarrollado por microorganismos con metabolismo aerobio. Por tanto, el O<sub>2</sub> es completamente necesario para que los microorganismos puedan descomponer de forma eficaz la materia orgánica residual. Es imprescindible permitir el acceso de O<sub>2</sub> libre a todas las partes del material en tratamiento en la pila, de modo que se facilite la proliferación y la actividad microbiana (Qasim et al., 2019). Debe ser suficiente para mantener el desarrollo del proceso sin que, en ningún momento, se generen condiciones anaerobias ni en microhábitats, que dificultan el compostaje, dan lugar a malos olores y a un compost de peor calidad. La aireación tiene una doble finalidad, primero surte de O<sub>2</sub> a la microbiota, y segundo, permite la evacuación necesaria del CO<sub>2</sub> generado.

Los requerimientos de O<sub>2</sub> varían en cada fase del compostaje (Rasapoor et al., 2009). De tal forma que conforme crece la actividad microbiana de la pila, más elevado es el consumo. Así, en la primera fase mesófila e inicio de termófila, se produce un crecimiento microbiano exacerbado y la suplementación de O<sub>2</sub>

debe ser mayor para evitar su agotamiento. En cambio, en la fase de maduración las condiciones cambian y el  $O_2$  no suele constituir un factor limitante, ya que la actividad y el crecimiento de los microorganismos se reduce notablemente por agotamiento de los nutrientes fácilmente asimilables. Pese a lo anterior, es necesario evitar la creación de zonas anaerobias tanto en maduración como en fases posteriores de conservación de los compost, para evitar proliferaciones indeseables de anaerobios. Para favorecer una adecuada aireación se pueden efectuar operaciones como el volteo periódico o un sistema de aireación forzada mediante succión o presión. Una estructura porosa del residuo también ayuda a mejorar el proceso.

### 1.2.3.4. pH

Como ocurre con la temperatura, la evolución del pH a lo largo del compostaje sigue una curva típica en función de la etapa en la que se encuentre el proceso. La evolución del pH es condicionante del proceso debido a su acción sobre los microorganismos. Además, el valor de pH en las pilas está muy influenciado por el tipo de residuo empleado para el compostaje (Sundberg et al., 2013). Por un lado, las bacterias prefieren valores de pH comprendidos entre 6 y 7,5, mientras que los hongos toleran un rango más amplio que puede oscilar entre 5,5 y 8. Si el pH desciende por debajo de 6, los procesos de descomposición microbianos, especialmente por parte de las bacterias, se frenan de forma notable. Valores de pH cercanos o superiores a 9, favorecen la conversión del nitrógeno en amonio, afectando negativamente al crecimiento y actividad de los microorganismos. En la fase mesófila, el pH puede bajar debido a la formación de ácidos, para volver a incrementarse posteriormente, aunque finalmente el pH disminuirá y se estabilizará en la fase final de maduración (detallado en **Figura 3**). Cuando esta estabilización no se alcanza se considera un parámetro indicativo de falta de madurez del producto (Bernal et al., 2009). Igualmente, aumentos bruscos del pH pueden facilitar la pérdida de N en forma amoniacal.

### 1.2.3.5. Relación C/N

El carbono y el nitrógeno se consideran fundamentales en el compost. Su relación controla el proceso para obtener una biotransformación correcta. De forma teórica una relación de 25-35 es la adecuada, si bien no todos los residuos tienen un mismo tipo de materia orgánica con la misma biodegradabilidad. La explicación de esta ratio subsyace en la relación C/N que poseen las células

microbianas. Estas células poseen 10 partes de carbono por cada una de nitrógeno. Por tanto, y debido a que solo se asimila el 30% de la energía consumida a través del metabolismo, el valor necesario queda fijado, aunque puede variar dependiendo del contenido energético del sustrato, el microorganismo y las condiciones ambientales (Ryckeboer et al., 2003). Si la relación es superior a 35, se disminuye la actividad microbiana, el proceso se alarga hasta que el exceso de C es oxidado, bajando la relación a nivel adecuado, promoviendo compostajes que en algunos casos superan hasta el año de duración. En cambio, si la relación es muy baja, se pierde el exceso de N en amoníaco. Dado que se persigue la conservación de nutrientes en el proceso, esto no es deseable. Dicha relación C/N disminuye durante el compostaje debido a que parte del C se pierde como CO<sub>2</sub> por la respiración microbiana, mientras que el N es reciclado en formas orgánicas e inorgánicas (Estrella-González et al., 2020a).

### 1.2.3.6. Tamaño de partícula

El tamaño de partícula de los biomateriales a compostar es otra variable que afecta directamente al proceso, puesto que cuanto mayor es la superficie expuesta a los microorganismos, mayor será la degradación de la materia orgánica. Si el material se encuentra triturado, éste será atacado de forma más rápida por la microbiota presente en la pila. Pero, por el contrario, si el tamaño de las partículas es demasiado pequeño, el espacio entre partículas se reduce, aumentando las fuerzas de fricción, y dificultando la difusión del oxígeno hacia el interior y la salida de dióxido de carbono hacia el exterior y, por tanto, disminuyendo la actividad microbiana. Normalmente, las dimensiones de partículas suelen variar entre 1 y 3 cm como se señaló anteriormente en la **Tabla 2**, aunque es algo fácilmente modificable incluso cuando se compostan residuos muy compactados, como los lodos de depuradora, acudiendo a incorporar un estructurante que otorgue mayor porosidad a la mezcla final.

### 1.2.3.7. Fracciones solubles

En un proceso de compostaje, la acción biotransformadora se ejerce sobre un sustrato sólido. Por tanto, se ejerce la descomposición microbiana de la materia residual polimérica. En realidad, la microbiota consume nutrientes en formas químicas solubilizadas y simples. Si este no es el caso, los nutrientes deben biotransformarse en compuestos metabolizables. Las exoenzimas secretadas por los microorganismos producen la liberación de las fuentes

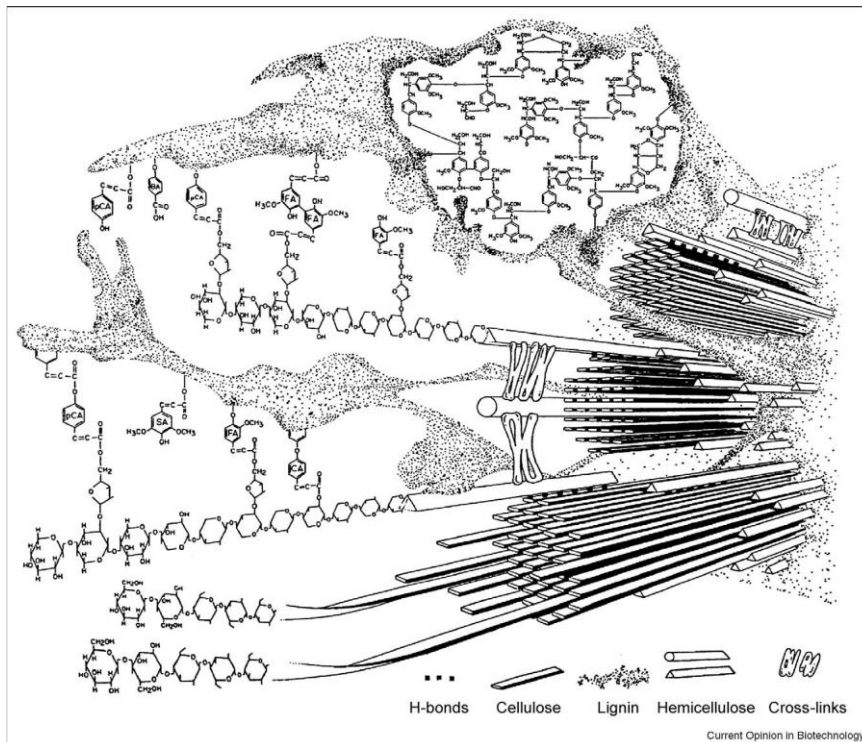


básicas de nutrientes. Esta acción permite el crecimiento del microbioma de compostaje. Por lo tanto, durante el compostaje debe haber un consumo considerable y acompasado en mesofilia y termofilia (López et al., 2021), tanto de las fracciones solubles como de las poliméricas del material de desecho.

La biomasa se compone de compuestos orgánicos que contienen fundamentalmente carbono, hidrógeno, oxígeno, azufre, nitrógeno y fósforo, muchos de estos compuestos, son solubles en agua. Los azúcares, hidratos de carbono solubles, ácidos orgánicos, aminoácidos y proteínas constituyen una fuente de carbono que es fácilmente disponible para los microorganismos. Además, el contenido de cualquiera de las formas inorgánicas de nitrógeno en el compost es de gran importancia para determinar su calidad (Cesaro et al., 2019). Las fracciones de carbono soluble orgánico y azúcares reductores constituyen la principal fuente de energía para el crecimiento y la actividad de los microorganismos, por lo tanto, tienden a disminuir durante el proceso de compostaje, aunque se generan de forma continua de acuerdo a la degradación en el tiempo de la fracción polimérica (López-González et al., 2013). De un modo similar, las fracciones nitrogenadas solubles son asimiladas por microorganismos implicados en el ciclo biogeoquímico del nitrógeno (Maeda et al., 2011), además de reciclar los nutrientes contenidos en proteínas insolubles en la pila mediante la acción de proteasas extracelulares.

### 1.2.3.8. Fracciones poliméricas

La celulosa, hemicelulosa y lignina, componentes principales de las plantas, son compuestos insolubles y de difícil degradación por los microorganismos. La asociación entre los tres polímeros conduce a la existencia de una matriz compleja, lignocelulosa (**Figura 4**), formada por redes polisacáridicas de holocelulosa (hemicelulosa y celulosa) y lignina, dificultando el proceso de biodegradación por parte de las enzimas implicadas en este proceso y explicando el éxito biológico de las plantas (Zoghalmi and Paës, 2019). Por lo tanto, emplear índices que puedan revelar información acerca de la degradación de esta molécula tan recalcitrante es una estrategia adecuada en compostaje. Por ejemplo, para una mejor interpretación del proceso de biotransformación, determinar el índice Lignina/Holocelulosa, permite una observación más precisa de la conversión de la biomasa vegetal (Francou et al., 2008). Igualmente, polímeros como proteínas insolubles u otros sustratos más recalcitrantes son usados en compostaje mediante la participación de enzimas extracelulares capaces de romper la materia orgánica compleja.



**Figura 4.** Estructura de la lignocelulosa (Martínez et al., 2009).

### 1.3. Indicadores de madurez y estabilidad del compost

Con frecuencia, se emplean los términos de madurez y estabilidad como sinónimos cuando se describe el estado de un compost determinado. La realidad es que no son sinónimos. Se puede entender como un compost maduro aquel que se encuentra térmicamente estabilizado. Pero esto no significa que también esté estabilizado biológicamente (Bernal et al., 1998). La estabilidad biológica se describe mediante la tasa o el grado de descomposición de la materia orgánica. Ésta se expresa en función de la actividad microbiana y se puede calcular por la generación de calor o por el índice respirométrico del consumo microbiano sobre el compost. Para simplificar la confusión, lo más aceptado es considerar la madurez de un sustrato de acuerdo a la ausencia de fitotoxicidad. Es decir, la ausencia de compuestos fitotóxicos tales como ácidos orgánicos, compuestos fenólicos o la presencia de altas concentraciones de amoníaco en los compost. A fin de cuentas, esto se determina en base a la respuesta vegetal que generan los compost una vez ensayados. El problema puede surgir por la presencia en los compost de ciertos elementos, como en el caso de que contengan metales pesados. Éstos causan una fitotoxicidad muy evidente (Clemente et al., 2020) y pueden ocasionar que un compost no pueda ser considerado maduro en base a sus resultados en plantas, pero que posea una estabilidad biológica acorde a unos resultados respirométricos adecuados. Así pues, la estabilidad va a indicar

cuál es el grado de descomposición biológica de las materias primas utilizadas en el compostaje, que está relacionado con la actividad microbiana y, por tanto, con la generación de olores desagradables. La estabilidad es una propiedad clave que debe poseer un compost maduro.

En realidad, el consumo de  $O_2$  y la producción de  $CO_2$  son indicativos de la estabilidad y madurez del compost (Barrena et al., 2006), ya que un compost insuficientemente maduro tiene una fuerte demanda de  $O_2$  y una elevada producción de  $CO_2$ , debido a compuestos que son fácilmente degradables en la materia prima. Por lo tanto, los índices respirométricos son claramente los más referenciados en bibliografía (Estrella-González et al., 2020b; Evangelou y Komilis, 2018; Adani et al., 2004). Para evaluar la estabilidad del compost también se han utilizado las actividades enzimáticas, el contenido de ATP y los recuentos de biomasa microbiana (Bustamante et al., 2014).

La presencia de compuestos fácilmente degradables puede indicar compost sin finalizar, puesto que el compostaje es una transformación bioquímica de la materia orgánica por microorganismos cuyo metabolismo ocurre en la fase soluble en agua. El carbono orgánico disuelto es la fracción de carbono más biodegradable. Por ello, se emplean como indicadores de madurez del compost las siguientes relaciones: la relación carbono orgánico soluble en agua / nitrógeno orgánico y el carbono orgánico soluble en agua / nitrógeno orgánico total (Bernal, 2008). Además, la madurez se puede definir en términos de nitrificación ya que la nitrificación se produce de forma mayoritaria durante la fase de maduración del compostaje (Cáceres et al., 2018), cuando las temperaturas están en el rango mesófilo. Una baja concentración de  $NH_4^+$  y una proporción baja de  $NH_4^+ / NO_3^-$  es un indicativo de compost maduro (Bernal et al., 1998). Los métodos biológicos para estimar el grado de madurez se basan en pruebas de crecimiento vegetal y fitotoxicidad, donde el test de germinación de Zucconi se encuentra ampliamente aceptado y utilizado (Zucconi et al., 1981). El desarrollo inadecuado de la temperatura durante el proceso de compostaje puede permitir que las semillas maleza viables permanezcan en el compost final, lo que da como resultado un compost de baja calidad agrícola, identificable mediante las pruebas descritas anteriormente.

### 1.4. Compostaje industrial versus compostaje casero

En apartados previos ya se ha presentado el compostaje como una de las tecnologías más respetuosas con el medio ambiente en cuanto a la gestión de residuos. Esto ha ocasionado que las autoridades públicas se hallan hecho eco de sus bondades y promuevan la implantación de esta tecnología en los países

industrializados (Kalmykova et al., 2018), incluso en los no industrializados (Mpanang'ombe et al., 2021). Por lo tanto, en las últimas décadas, han proliferado por toda la geografía europea, una gran cantidad de instalaciones de compostaje industrial para la gestión de residuos orgánicos (**Figura 5.a**). Esto ha conllevado que en los últimos años se amplíe el foco de atención de la comunidad científica en los procesos de compostaje a escala industrial (Zhang et al., 2021). De forma paralela, se ha ido fomentando, tanto por iniciativas públicas como por concienciación de la propia ciudadanía, el uso del compostaje doméstico para gestionar los residuos generados en el hogar (Andersen et al., 2012), o el compostaje a pequeña escala, por lo que esta práctica también ha incrementado el volumen de residuos que gestiona de forma destacable en las últimas décadas (**Figura 5.b**).



**Figura 5.** Modelos de compostaje a) industrial y b) casero.

Los estudios realizados, comparando el compostaje industrial y el compostaje doméstico o a pequeña escala se han centrado especialmente en su impacto ambiental. (Adhikari et al., 2013; Martínez-Blanco et al., 2010). Con el compostaje doméstico, se evita el sistema de recogida y transporte de residuos, suponiendo un beneficio para el medio ambiente y disminuyendo enormemente los costes de gestión de residuos orgánicos. Por el contrario, uno de los principales

problemas del compostaje doméstico es la generación de gases invernadero que pueden ser emitidos a la atmósfera, debido a la ausencia del tratamiento de gases (Colón et al., 2013). Pero esta problemática también está adscrita a la inmensa mayoría de las plantas industriales de compostaje distribuidas por la geografía europea, luego, a día de hoy no supone una diferencia evidente con el compostaje industrial. No obstante, existen grandes diferencias operacionales y de control de proceso entre ambas escalas de compostaje.

El uso del compost como enmienda orgánica, tanto del producido mediante el compostaje doméstico como a escala industrial, debe realizarse con una calidad adecuada, para asegurar todos los beneficios derivados de su empleo, puesto que, si no es así, la aplicación de estos compost podría producir un impacto ambiental negativo o causar efectos de toxicidad en el suelo (Kranz et al., 2020). En este sentido, las diferencias en escalas operacionales entre el compostaje doméstico e industrial podrían ocasionar variaciones en los productos obtenidos en cada caso, aspectos que se evalúan a través de parámetros que influyen en la estabilidad y la madurez del compost. Uno de los aspectos esenciales, es el contenido en metales pesados de los sustratos, sobre todo en el caso de los residuos urbanos, que normalmente suelen contener unos niveles por encima de los límites de calidad requeridos (Ishchenko, 2019). Así, la concentración de metales pesados encontrados en el caso del compost producido en el compostaje doméstico es significativamente menor que la que se encuentra en el producido por el compostaje industrial (López et al., 2010; Smith, 2009). Básicamente, esto es debido al sistema de gestión utilizado, de tal forma que el compostaje doméstico implica un mejor control del material tratado, en comparación con el compostaje a escala industrial (Smith, 2009). Justamente en el sentido de la mayor dispersión de datos y el sistema de gestión empleado a escala industrial, es donde justifican Barrena et al. (2014) la aparición de diferencias en estabilidad de los compost industriales y a pequeña escala. Según describen estos autores, en realidad, bajo sistemas de producción de compost a escala industrial se pueden hallar plantas de tratamiento que generan unos materiales con altos estándares de calidad y sin nada que menospreciar al compost generado a pequeña escala. Por el contrario, según los resultados de respirometría de estos autores, existen instalaciones industriales de tratamiento que presentan serios problemas de control en el proceso, lo que conlleva la generación de materiales de marcado carácter fitotóxico, que se encuentran lejos de ser considerados una enmienda adecuada a suelos agrícolas. Estos resultados ponen de manifiesto la necesidad de realizar un control más exhaustivo de los procesos efectuados a escala industrial, ya que, la complejidad del compostaje se acentúa a dicha escala, ya sea por la propia masificación de residuos procesados en las plantas de tratamiento o por las complicaciones técnicas operativas propias de estos procesos.

### 1.5. Calidad del compost

Cuando se alude a la calidad de un producto cualquiera, es habitual recurrir a una serie de parámetros, complejos en muchos casos, que arrojen una idea de qué es lo que se busca cuando se persigue un producto de calidad. En el caso del compost, esto no es una excepción. De hecho, describir qué se considera un compost de calidad es difícil (Masaguer y Benito, 2011). Generalmente, la calidad de un compost está relacionada con la ausencia de contaminantes, con que tenga un aspecto aceptable, y con que sea un producto de fácil aplicación y con elevada presencia de materia orgánica estabilizada. Habitualmente, esto va a quedar determinado por el tipo de material utilizado en el compostaje, cómo se desarrolle el proceso y el tipo de gestión que se realice en la recogida de las materias primas, es decir si se realiza o no una selección y separación del material a compostar. Debido a las complejas medidas de calidad que puede presentar un compost, en la **Tabla 5** se ofrece una colección amplia de parámetros que informan acerca de la calidad que presenta un compost.

**Tabla 5.** Algunos parámetros empleados para describir un compost de calidad\*

Parámetro	Valor adecuado
Densidad Aparente	400-700 kg m <sup>-3</sup>
Humedad	30-45%
Color	Marrón oscuro, ligeramente negro
Porosidad	>80% en volumen
Olor	Olor a tierra mojada (geosmina)
Inertes	<3%
Conductividad eléctrica	<4 mS cm <sup>-1</sup>
pH	6-8
Relación C/N	<20
Carbono orgánico total	<60%
Fracción nitrogenada	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> / NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> <0,16
Humificación	Ácidos húmicos / Ácidos fúlvicos >1
Metales pesados	Valores de Cr, Cu, Cd, Ni, Zn, Pb inferiores a lo especificado en el Real Decreto 999/2017 para la clasificación A
Xenobióticos	Libre de sustancias peligrosas (Directiva 76/464/CEE)
Actividad microbiológica	Grado de estabilidad I del test a autocalentamiento (0-10 °C de incremento de temperatura)
Madurez	Índice de germinación >80%
Estabilidad	DRI (g O <sub>2</sub> kg <sup>-1</sup> OM h <sup>-1</sup> ) <0,4
Contaminación fecal	Sin presencia de <i>Salmonella</i> spp. en 25 g de compost y <1000 UFC <i>Escherichia coli</i> /g compost

\*En amarillo se muestran los parámetros físicos, en azul los químicos y en verde los biológicos. Valores obtenidos de Azim et al. (2018), Bernal et al. (2017), Jara-Samaniego et al. (2017), Masaguer y Benito, (2011), Adani et al. (2004), Emimo and Warman, (2004), Bernal et al. (1998), Brinton et al. (1995).

La **Tabla 5** es un compendio breve de valores habitualmente aceptados como indicativos de unos compost considerados de calidad, pero en realidad existe un número superior de parámetros que informan acerca de la calidad de un sustrato fertilizante. Entre estos se encuentra la capacidad de intercambio

catiónico que posee un compost, ya que habitualmente, a lo largo del compostaje, el valor de este parámetro asciende en los biomateriales, otorgándole al compost una mayor capacidad de intercambio de nutrientes inorgánicos requeridos por los cultivos agrícolas (Li et al., 2018). En cambio, otro parámetro de interés, como lo es la presencia de azúcares reductores en compost debe poseer una tendencia opuesta, ya que es indicativo de la presencia de sustancias fácilmente asimilables por la microbiota y, por lo tanto, de ausencia de una adecuada estabilización biológica (Wu et al., 2018).

### 1.5.1. Parámetros limitantes para la utilización del compost

Cuando se emplea el compost en agricultura, sobre todo si se aplican en elevadas dosis, hay que tener en cuenta la procedencia de los residuos a partir del que se obtiene, puesto que pueden contener sustancias que afecten el crecimiento de las plantas. Entre los principales agentes que limitan el uso del compost se encuentran:

- 1- Salinidad.** El contenido del compost, tanto en aniones ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , entre otros) y como cationes ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , entre otros) representa un ejemplo clásico de agente limitante de uso para compost, puesto que éstos van a estar solubles en el suelo donde se aplique. Un exceso de salinidad puede producir una grave disminución en la germinación de las semillas y afectar el crecimiento de las plantas. Concretamente, el contenido de cationes es uno de los parámetros de vigilancia para evaluar los efectos negativos del compost sobre el suelo (Gondek et al., 2020). La presencia en exceso de éstos es fácilmente detectable, simplemente a través de la medida de conductividad eléctrica de los sustratos (**Tabla 5**).
- 2- Microorganismos patógenos.** La cantidad de microorganismos y su capacidad de supervivencia, es un factor muy importante a determinar para el uso del compost con fines agrícolas. La mayor parte de los residuos y biomateriales que se utilizan en el compostaje contienen bacterias, hongos y virus que pueden generar problemas no solo fitosanitarios (**Tabla 6**), sino en muchos casos, problemas de salud pública de enorme calado (**Tabla 7**). Un ejemplo de esto último lo constituye el brote que se desencadenó en Alemania en 2011 por la presencia de cepas enterohemorrágicas de *Escherichia coli* productoras de verotoxinas, debido a unos brotes de soja en cuyos cultivos se había adicionado compost sin higienizar debidamente (Muniesa et al., 2012). Este brote afectó a 3.222 personas, de las cuales 810 desarrollaron el síndrome urémico-hemolítico y fallecieron hasta 39 personas infectadas.



**Tabla 6.** Principales fitopatógenos microbianos en restos orgánicos empleados como materias primas en el compostaje y las temperaturas mínimas necesarias para su eliminación (Moreno y Mormeneo, 2011).

Grupo microbiano	Microorganismos	Temperatura (°C)
Hongos	<i>Phytophthora cinnamoni</i>	40-50
	<i>Phytophthora infestans</i>	55
	<i>Pythium irregulare</i>	40-50
	<i>Rhizoctonia solani</i>	40-60
	<i>Botrytis cinerea</i>	35-50
	<i>Plasmodiophora brassicae</i>	54-70
	<i>Fusarium oxysporum</i>	40-65
	<i>Fusarium solani</i>	55
	<i>Botrytis allii</i>	60
	<i>Phomopsis sclerotioides</i>	60
	<i>Phytophthora cryptogea</i>	60
	<i>Pyrenochaeta lycopersici</i>	55
	<i>Sclerotium cepivorum</i>	48-57
	<i>Stromatinia gladioli</i>	57
	<i>Verticillium spp.</i>	40-60
<i>Sclerotinia sclerotiorum</i>	55-57	
Bacterias	<i>Clavibacter michiganensis michiganensis</i>	35
	<i>Erwinia amylovora</i>	40
	<i>Erwinia chrysanthemi</i>	40-50
	<i>Pseudomonas savastanoi phaseolicola</i>	35
	<i>Ralstonia solanacearum</i>	52
Virus	<i>Cucumber Green Mottle Mosaic Virus</i>	72
	<i>Melon Necrotic Spot Virus</i>	55
	<i>Pepper Mild Mottle Virus</i>	55-60
	<i>Tomato Mosaic Virus</i>	47-92
	<i>Tobacco Necrosis Virus</i>	50
	<i>Tobacco Rattle Virus</i>	68
	<i>Tomato Spotted Wilt Virus</i>	60
Nematodos y/o parásitos	<i>Globodera pullida</i>	35
	<i>Globodera rostochiensis</i>	33
	<i>Heterodera schochi</i>	52
	<i>Meloidogyne incognita</i>	52-57

**Tabla 7.** Temperaturas y tiempo mínimo necesario para la inactivación de algunos patógenos y parásitos humanos (Moreno y Mormeneo, 2011).

Grupo microbiano	Microorganismos	Tiempo (min)	Temperatura (°C)
Bacteria	<i>Salmonella typhi</i>	30	55-60
	<i>Shigella</i>	20	60
	<i>Escherichia coli</i>	60	55
	<i>Brucella abortus</i>	3	61
	<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	20	67
Nematodos y/o parásitos	<i>Entamoeba histolytica</i>	-	68
	<i>Taenia saginata</i>	5	71
	<i>Trichinella</i>	60	62

En realidad, el compost obtenido después del proceso de compostaje, debe estar exento de microorganismos patógenos, puesto que la gran mayoría de



ellos no resisten los 60-70 °C mantenidos varios días que se suelen alcanzar durante el proceso. Además, junto a las condiciones térmicas inhóspitas para los patógenos, durante el proceso se generan complejas interacciones microbianas, entre las que caben destacar las recogidas por Moreno y Mormeneo (2011):

- La producción de ciertas sustancias de carácter antimicrobiano, como los compuestos fenólicos que se generan durante la degradación del material lignocelulósico.
- La actividad lítica de muchas enzimas microbianas.
- Los antibióticos producidos por ciertos grupos microbianos como hongos y actinobacterias que limitan la capacidad de supervivencia y el crecimiento de los patógenos presentes.
- La competencia entre las diferentes especies microbianas y los patógenos por los nutrientes presentes en la pila.
- La disminución de la viabilidad del patógeno con el transcurso del tiempo.

El aumento de temperatura durante el compostaje es, con diferencia, el factor más importante para la eliminación de microorganismos patógenos, afectando de distinta forma a cada grupo microbiano. Para asegurar la eliminación de patógenos, no solo es necesario alcanzar altas temperaturas durante el proceso de compostaje sino también, que esas temperaturas se prologuen en el tiempo. Para garantizar una higienización adecuada en compostaje se recomienda que al menos se alcancen 55 °C durante 3 días como mínimo en las pilas de compostaje (EPA, 2003). No obstante, para constatar que un proceso de compostaje ha logrado higienizar de forma correcta los residuos, no basta con realizar un seguimiento de temperatura del proceso. La legislación marca los límites de detección de contaminación microbiológica admitidos y que deben analizarse en los compost finales (**Tabla 5**). Aparte de los parámetros exigidos, lo más habitual es realizar una caracterización de la contaminación fecal que contienen los compost. Estos análisis suelen constar de los cuatro siguientes indicadores de contaminación fecal: 1- presencia de *Salmonella*, 2- recuento del grupo de coliformes totales y fecales, 3- recuento enterococos fecales y 4- estimación de la presencia de clostridios sulfito reductores presentes en compost (Harrison, 2004; APHA, 2017ab). Aunque, debido al creciente aumento del interés que han despertado ciertos brotes como el comentado anteriormente de *E. coli* O104:H4 en Alemania, se han implantados sistemas de detección mediante rastreo por técnicas moleculares, independientes de cultivos, y que han abierto la puerta a la búsqueda de otros patógenos de actualidad de difícil cultivo en laboratorio como *Campylobacter* spp. o los virus entéricos,

especialmente los norovirus tipo Norwalk (Piao et al., 2012; McLellan y Eren, 2014).

**3- Metales pesados.** Uno de los factores determinantes que se debe tener en cuenta a la hora de utilizar el compost con fines agrícolas es el contenido en metales pesados. A diferencia de otros contaminantes ambientales, los metales son elementos que no se biodegradan, tan sólo cambia su estado de oxidación-reducción. Por lo tanto, estos elementos provocan un fuerte impacto ambiental, ya que son francamente difíciles de biorremediar (Verma y Kuila, 2019), poseen una facilidad inherente, especialmente algunos de ellos como el cadmio y el arsénico para bioacumularse en las cadenas tróficas y establecer reservorios importantes en los cultivos vegetales, causando problemas muy serios en la industria agroalimentaria (Maddela et al., 2020; Awasthi et al., 2017). Por lo tanto, en las últimas décadas, las normativas de aplicación de fertilizantes se han endurecido progresivamente en lo referente a los niveles de metales pesados permitidos y prohíben la salida a mercados de fertilizantes que pongan en riesgo la actividad agronómica. Especial atención poseen los compost producidos a partir de residuos sólidos urbanos, ya que pueden contener metales pesados (Yobouet et al., 2016). Esto suele ser debido a presencia de pilas usadas, recipientes metálicos, pinturas, tintes o aditivos de polimerización usados en los plásticos. En general, la mayoría de estos metales proceden de la actividad industrial, pero acaban como residuos domésticos de los hogares. En realidad, el contenido en metales pesados en residuos sólidos urbanos va a ser dependiente de la zona donde se generen los residuos y los planes de gestión de residuos municipales desplegado por las autoridades competentes (Lei y Run-Dong, 2010). Un aspecto importante es conocer la concentración de los metales pesados, tanto en los suelos como en los sustratos, para valorar los riesgos derivados de acumulación y sus peligros. El mayor problema de estos metales se genera debido a su movilidad y que son asimilables por las plantas y sus tejidos, provocando un riesgo de contaminación de la cadena trófica. Además, la presencia de metales pesados en las plantas ocasiona alterción de los procesos fisiológicos esenciales del metabolismo de la planta. La tolerancia de los metales en las plantas varía entre las especies, lo que provoca que puedan pasar a la cadena alimentaria y llegar al ser humano. La solubilidad y disponibilidad de los metales pesados por las plantas depende de varios factores, siendo uno de los más importante el pH del suelo (Kabata-Pendias, 2010). Pero si las plantas no son consumidas, los metales vuelven al suelo en formas asimilables, provocando una acumulación continua de metales pesados en el mismo.

- 4- Xenobióticos.** La presencia en los sustratos de ciertos tipos de compuestos orgánicos recalcitrantes y de carácter xenobiótico es motivo habitual de descarte de aplicación agronómica de los compost. Dentro de este grupo de compuestos, uno muy destacado es el de los agentes fitosanitarios. Numerosos plaguicidas son compuestos altamente recalcitrantes, se bioacumulan y biomagnifican en la cadena trófica, además de ser capaces de actuar incluso como disruptores endocrinos, causando daños ecotoxicológicos de elevada magnitud (Ali et al., 2019). De hecho, muchos de los plaguicidas más usados en el siglo XX, aunque hoy día se encuentran completamente prohibidos en su uso, se han podido acumular y concentrar en determinados residuos orgánicos que son susceptibles de ser compostados (Madaj et al., 2018). El compostaje es una herramienta eficaz para reducir la presencia de agentes xenobióticos, pero no es siempre infalible, especialmente en los casos de los plaguicidas más recalcitrantes. Por lo tanto, es necesario desechar la aplicación agronómica de esos compost y buscar otras operaciones de valorización o incluso eliminación que no conlleven un riesgo ambiental tan evidente.
- 5- Criterios agronómicos de dosificación.** En realidad, es este criterio el que debe de prevalecer en el caso de que se disponga de compost de calidad, acorde a lo marcado en la **Tabla 5**. Es decir, disponer de compost que no genere problemas a cultivos y aplicarlo en función del balance de nutrientes que requieren los suelos para actuar como agente fertilizante de plantas. Los criterios más habituales para establecer las dosis fertilizantes se basan especialmente en los nutrientes N y P (sobre todo, nitrógeno) y en el contenido de materia orgánica de los suelos para mantener los beneficios que aportan los compost a las propiedades físicas, químicas y biológicas del mismo. No hay que olvidar que un compost puede contener unos niveles importantes de nutrientes, especialmente nitrógeno, por lo que, un exceso de dosificación de éstos a los suelos agrícolas, llegado el caso, pueden ocasionar problemas similares a los derivados del abonado en exceso con fertilizantes inorgánicos (Li, et al., 2021).

### 1.5.2. Aspectos legislativos

Desde el punto de vista legislativo, lograr unificar lo que se considera una correcta valorización de los residuos mediante compostaje, resulta difícil, puesto que cada país regula su mercado. Los parámetros normalmente utilizados para catalogar este tipo de productos son tales como la presencia de patógenos, contenido máximo de metales pesados o contenido en materiales inertes. Estos aspectos son regulados por el Real Decreto 999/2017, de 24 de noviembre, que

modifica al Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes, unifica y cataloga todas las enmiendas y abonos orgánicos con independencia de su naturaleza orgánica o inorgánica. Este Real Decreto incluye un apartado para los abonos y enmiendas orgánicas y se especifican los criterios de calidad mínimos que tiene que tener un compost para ser considerado como abono orgánico comercial. Así mismo obliga a que la materia orgánica transformada mediante compostaje que vaya a ser utilizada como abono orgánico, tiene que ser sometida a un proceso de higienización, que garantice que su carga microbiana no supere los valores establecidos en el Reglamento (EU) 2019/1009 del Parlamento europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019. En el anexo I del Real Decreto 999/2017 se recogen siete grupos de productos fertilizantes, estos son los siguientes:

- Grupo 1: Abonos inorgánicos nacionales
- Grupo 2: Abonos orgánicos
- Grupo 3: Abonos órgano-minerales
- Grupo 4: Otros abonos y productos especiales
- Grupo 5: Enmiendas calizas
- Grupo 6: Enmiendas orgánicas
- Grupo 7: Otras enmiendas

El grupo 6 es en el que se encuentran contenidos los relacionados con abonos orgánicos y compost. Justo en este anexo se indican los requisitos mínimos que tiene que cumplir un compost para que pueda ser comercializado (**Tabla 8**).

**Tabla 8.** Requisitos para el compost según el Anexo I del Real Decreto 999/2017.

Tipo de enmienda orgánica	Información	Requisitos mínimos y máximos
Compost	Producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo la etapa termófila) bajo condiciones controladas de materiales orgánicos biodegradables de anexo IV.	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Materia orgánica total: 35%.</li> <li>-Humedad máxima: 40%.</li> <li>-C/N &lt; 20.</li> <li>- Las piedras y gravas que puedan existir con diámetro superior de 5 mm, no superaran el 2%.</li> <li>-Las impurezas presentes de diámetro superior a 2% no superaran el 1,5%.</li> <li>-El 90% de partículas pasaran por la malla de 25 mm.</li> </ul>

Además de los requerimientos mínimos indicados, un compost no podrá superar el contenido de metales pesados indicados en el anexo V de dicho documento indicando la clasificación a la que corresponda (A, B ó C) (<https://www.boe.es/eli/es/rd/2013/06/28/506>). En cuanto al límite máximo de microorganismos, la normativa vigente marca que las materias primas, deben de ser sometidas a un proceso de higienización que garantice que su carga microbiana no supera los valores máximos establecidos en el Real Decreto 999/2017. En este sentido, se ha de garantizar en los productos fertilizantes (en este caso compost), ausencia de *Salmonella* en 25 g de producto elaborado y <1000 número más probable (NMP) por gramo de producto elaborado de *E. coli*. Esta normativa nacional es ligeramente diferente a la que marca la normativa europea vigente (Reglamento (UE) 2019/1009, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A32019R1009>). Ésta última establece que los recuentos menores de 3 unidades logarítmicas (<1000 NMP) se deben acreditar tanto en *E. coli* como en el grupo indicador de los enterococos fecales (pero no es obligatorio en ambos a la vez). En cuanto a la ausencia de *Salmonella* en 25 g de compost son iguales tanto la normativa española como la europea.

### 1.6. Bibliografía

- Adani, F., Confalonieri, R., Tambone, F., 2004. Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes. *Journal of Environmental Quality* 33, 1866-1876. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.1866>.
- Adhikari, B.K., Trémier, A., Barrington, S., Martinez, J., Daumoin, M., 2013. Gas emissions as influenced by home composting system configuration. *Journal Environmental Management* 116, 163-171. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.008>.
- Al-Dhabi, N.A., Esmail, G.A., Ghilan, A.K., Arasu, M.V., 2019. Composting of vegetable waste using microbial consortium and biocontrol efficacy of *Streptomyces* sp. Al-Dhabi 30 isolated from the Saudi Arabian environment for sustainable agriculture. *Sustainability* 11, 6845. <https://doi.org/10.3390/su11236845>.
- Ali, N., Khan, S., Khan, M.A., Waqas, M., Yao, H., 2019. Endocrine disrupting pesticides in soil and their health risk through ingestion of vegetables grown in Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research* 26, 8808-8820. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04287-y>.

- Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2012. Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Management* 32, 31-40. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.014>.
- APHA, 2017a. Standard methods for the examination of water and wastewater. 9221 Multiple-tube fermentation technique for members of the coliform group. Washington. <https://www.standardmethods.org/>. Consultado 28/10/2021.
- APHA, 2017b. Standard methods for the examination of water and wastewater. 9260 Detection of pathogenic bacteria. Washington. <https://www.standardmethods.org/>. Consultado 28/10/2021.
- Awasthi, S., Chauhan, R., Srivastava, S., Tripathi, R.D., 2017. The journey of arsenic from soil to grain in rice. *Frontiers in Plant Science* 8, 1007. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01007>.
- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., Alami, I.T., 2018. Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture* 8, 141-158. <https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>.
- Barrena, R., Font, X., Gabarrell, X., Sánchez, A., 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management* 34, 1109-1116. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.008>.
- Barrena, R., Vázquez, F., Sánchez, A., 2006. The use of respiration indices in the composting process: A review. *Waste Management & Research* 24, 37-47. <https://doi.org/10.1177/0734242X06062385>.
- Beffa, T., Blanc, M., Aragno, M., 1996. Obligately and facultatively autotrophic, sulfur- and hydrogen-oxidizing thermophilic bacteria isolated from hot composts. *Archives of Microbiology* 165, 34-40. <https://doi.org/10.1007/s002030050293>.
- Bernal, M.P., 2008. Compost: production, use and impact on carbon and nitrogen cycles. *Proceedings* 631, International Fertiliser Society, York, UK.
- Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Chen, Q., Li Jr., G., Michel, F.C., 2017. Chapter Three - Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental and human health benefits. *Advances in Agronomy* 144, 143-233. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002>.

- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100, 5444-5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>.
- 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. *Bioresource Technology* 63, 91-99. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00084-9](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00084-9).
- Blanc, M., Marilley, L., Beffa, T., Aragno, M., 1999. Thermophilic bacterial communities in hot composts as revealed by most probable number counts and molecular (16S rDNA) methods. *FEMS Microbiology Ecology* 28, 141-149. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1999.tb00569.x>.
- Brinton, W.F., Evans, E., Droffner, M.L., Brinton R.B., 1995. A standardised Dewar test for evaluation of compost self-heating. Woods End Research Laboratory, Mount Vermon, Maine, USA. [www.woodsend.org](http://www.woodsend.org) Consultado 27/10/2021.
- Brock, C., Oltmanns, M., Matthes, C., Schmehe, B., Schaaf, H., Burghardt, D., Horst, H., Spieß, H., 2021. Compost as an option for sustainable crop production at low stocking rates in organic farming. *Agronomy* 11, 1078. <https://doi.org/10.3390/agronomy11061078>.
- Bueno, P., Díaz, M.J., Cabrera, F., 2011. Factores que afectan al proceso de compostaje. En: Moreno, J., Moral, R., Compostaje. pp. 93-110. Mundi-prensa, Madrid.
- Bustamante, M.A., Moral, R., Bonmatí, A., Palatsí, J., Solé-Mauri, F., Bernal, M.P., 2014. Integrated waste management combining anaerobic and aerobic treatment: A case study. *Waste Biomass Valor* 5, 481-490. <https://doi.org/10.1007/s12649-013-9260-9>.
- Cáceres, R., Malin'iska, K., Marfà, O., 2018. Nitrification within composting: A review. *Waste Management* 72, 119-137. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.049>.
- CAGPDS, 2020. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía. Consecuencias de la generación de residuos. [https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/landing-page-%C3%ADndice/-/asset\\_publisher/zX2ouZa4r1Rf/content/consecuencias-de-la-generaci-c3-b3n-de-residuos/20151?categoryVal](https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/landing-page-%C3%ADndice/-/asset_publisher/zX2ouZa4r1Rf/content/consecuencias-de-la-generaci-c3-b3n-de-residuos/20151?categoryVal). Consultado 17/10/2021.

- Cairns, J., Ruokolainen, L., Hultman, J., Tamminen, M., Virta, M., Hiltunen, T., 2018. Ecology determines how low antibiotic concentration impacts community composition and horizontal transfer of resistance genes. *Communications Biology* 1, 35. <https://doi.org/10.1038/s42003-018-0041-7>.
- Cardinali, A., Otto, S., Vischetti, C., Brown, C., Zanin, G., 2010. Effect of pesticide inoculation, duration of composting, and degradation time on the content of compost fatty acids, quantified using two methods. *Applied and Environmental Microbiology* 76, 6600-6606. <https://doi.org/10.1128/AEM.00824-10>.
- Cesaro, A., Conte, A., Belgiorno, V., Siciliano, A., Guida, M., 2019. The evolution of compost stability and maturity during the full-scale treatment of the organic fraction of municipal solid waste. *Journal Environmental Management* 232, 264-270. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.121>.
- Chitrakar, P., Baawain, M.S., Sana, A., Al-Mamun, A., 2019. Current status of marine pollution and mitigation strategies in arid region: A detailed review. *Ocean Science Journal* 54, 317-348. <https://doi.org/10.1007/s12601-019-0027-5>.
- Chojnacka, K., Moustakas, K., Witek-Krowiak, A., 2020. Bio-based fertilizers: A practical approach towards circular economy. *Bioresource Technology* 295, 122223. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122223>.
- Clemente, R., Sáez-Tovar, J.A., Bernal, M.P., 2020. Extractability, distribution among different particle size fractions, and phytotoxicity of Cu and Zn in composts made with the separated solid fraction of pig slurry. *Frontiers Sustainable Food System* 4, 2. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00002>.
- Colón, J., Mestre-Montserrat, M., Puig-Ventosa, I., Sánchez, A., 2013. Performance of baby biodegradable used diapers in the co-composting process with the organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management* 33, 1097–1103. [doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.018](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.018).
- Comisión Europea, 2020. Nuevo Plan de acción para la economía circular por una Europa más limpia y más competitiva. [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:9903b325-6388-11ea-b735-01aa75ed71a1.0018.02/DOC\\_1&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:9903b325-6388-11ea-b735-01aa75ed71a1.0018.02/DOC_1&format=PDF). Consultado 23/10/2021.
- De Lima Procópio, R.E., da Silva, I.R., Martins, M.K., de Azevedo, J.L., de Araújo, J.M., 2012. Antibiotics produced by *Streptomyces*. *The Brazilian Journal of Infectious Diseases* 16, 466-471. <https://doi.org/10.1016/j.bjid.2012.08.014>.



- Emino, E.R., Warman, P.R., 2004. Biological assay for compost quality. *Compost Science & Utilization* 12, 342-348. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2004.10702203>.
- EPA, 2003. Environmental Regulations and Technology. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. EPA625-R-92-013. Environmental Protection Agency, USA.
- Estrella-González, M.J., López-González, J.A., Suárez-Estrella, F., López, M.J., Jurado, M.M., Siles-Castellano, A.B., Moreno, J., 2020a. Evaluating the influence of raw materials on the behavior of nitrogen fractions in composting processes on an industrial scale. *Bioresource Technology* 303, 122945. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122945>.
- Estrella-González, M.J., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., López, M.J., López-González, J.A., Siles-Castellano, A.B., Moreno, J., 2020b. Uncovering new indicators to predict stability, maturity and biodiversity of compost on an industrial scale. *Bioresource Technology* 313, 123557. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123557>.
- Evangelou, A., Komilis, D., 2018. Liquid-phase respiration activity assays to assess organic waste stability: A comparison of two tests. *Sustainability* 10, 1441. <https://doi.org/10.3390/su10051441>.
- Francou, C., Linères, M., Derenne, S., Le Villio-Poitrenaud, M., Houot, S., 2008. Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. *Bioresource Technology* 99, 8926-8934. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.04.071>.
- García-Gómez, A., Roig, A., Bernal, M.P., 2003. Composting of the solid fraction of olive mill wastewater with olive leaves: Organic matter degradation and biological activity. *Bioresource Technology* 86, 59-64. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00106-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00106-2).
- Gondek, M., Weindorf, D.C., Thiel, C., Kleinheinz, G., 2020. Soluble salts in compost and their effects on soil and plants: A review. *Compost Science & Utilization* 28, 59-75. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2020.1772906>.
- Gottardi, D., Siroli, L., Vannini, L., Patrignani, R., Lanciotti, R., 2021. Recovery and valorization of agri-food wastes and by-products using the non-conventional yeast *Yarrowia lipolytica*. *Trends in Food Science & Technology* 115, 74-86. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2021.06.025>.
- Hartley, K., van Santen, R., & Kirchherr, J. (2020). Policies for transitioning towards a circular economy: Expectations from the European Union

- (EU). Resources, Conservation and Recycling, 155, 104634. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104634>.
- Harrison, E.Z., 2004. Hygienic implications of small-scale composting in New York State. Final report of the cold compost project. The Cornell Waste Management Institute. Ithaca, New York. <http://cwmi.css.cornell.edu/ColdCompostreport.pdf>. Consultado 28/10/2021.
- He, Y., Yuan, Q., Mathieu, J., Stadler, L., Senehi, N., Sun, R., Álvarez, P.J.J., 2020. Antibiotic resistance genes from livestock waste: occurrence, dissemination, and treatment. npj Clean Water, 3, 4. <https://doi.org/10.1038/s41545-020-0051-0>.
- Ishchenko, V., 2019. Heavy metals in municipal waste: the content and leaching ability by waste fraction. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 54, 1448-1456. <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1655369>.
- Kabata-Pendias, A., 2010. Trace Elements from Soil to Human. Fourth Edition. CRC Press. New York.
- Kalmykova, Y., Sadagopan, M., Rosado, L., 2018. Circular economy – From review of theories and practices to development of implementation tools. Resources, Conservation and Recycling 135, 190-201. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.034>.
- Koopmans, A., Koppejan, J., 1998. Agricultural and forest residues – Generation, utilization and availability. Proceedings of the regional expert consultation on modern applications of biomass energy, pp. 1-23, 6-10 January 1997, Kuala Lumpur, Malasia. FAO regional Wood energy development programme in Asia, report nº 36, Bangkok.
- Kranz, C.N., McLaughlin, R.A., Johnson, A., Miller, G., Heitman, J.L., 2020. The effects of compost incorporation on soil physical properties in urban soils – A concise review. Journal of Environmental Management 261, 110209. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110209>.
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Pérez-Espinosa, C., López, M., Moral, R., 2017. Composting as sustainable strategy for municipal solid Waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: suitability of the obtained compost for seedling production. Journal of Cleaner Production 141, 1349-1358. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.178>.
- Lei, F., Li Run-Dong, L., 2010. Biomeasurement of heavy metal in source separation BMW composting. International Conference on Bioinformatics

- and Biomedical Technology, pp. 317-319.  
<https://doi.org/10.1109/ICBBT.2010.5478950>.
- Li, B.-B., Roley, S.S., Duncan, D.S., Guo, J., Quensen, J.F., Yu, H.-Q, Tiedje, J.M., 2021. Long-term excess nitrogen fertilizer increases sensitivity of soil microbial community to seasonal change revealed by ecological network and metagenome analyses. *Soil Biology and Biochemistry* 160, 108349. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108349>.
- Li, B., Chakraborty, S., Godoy Sosa, M.F., Kusi, N.Y.O., Weindorf, D.C., 2018. Compost cation exchange capacity via portable x-ray fluorescence (PXRF) spectrometry. *Compost Science & Utilization* 26, 271-278. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2018.1522280>.
- López, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F.X., Fernández, M., Huerta-Pujol, O., 2010. Evaluation of MSW organic fraction for composting: Separate collection or mechanical sorting. *Resources, Conservation and Recycling* 54, 222-228. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.08.003>.
- López, M.J., Jurado, M.M., López-González, J.A., Estrella-González, M.J., Martínez-Gallardo, M.R., Toribio, T., Suárez-Estrella, F., 2021. Characterization of thermophilic lignocellulolytic microorganisms in composting. *Frontiers in Microbiology* 12, 697480. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.697480>.
- López-González, J.A., 2015. Aspectos microbiológicos del proceso de compostaje de restos vegetales. Tesis Doctoral. Universidad de Almería.
- López-González, J.A., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, .MC., López, M.J., Jurado, M.M., Moreno, J., 2015. Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: Studies upon its structure, functionality and biodiversity. *Bioresource Technology* 175, 406-416. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.123>.
- López-González, J.A., López, M.J., Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., Moreno, J., 2013. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. *Bioresource Technology* 146, 574-584. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.122>.
- Lukman, L., Hidayat, Subehi, L., Dina, R., Mayasari, N., Melati, I., Sudriani, Y., Ardianto, D., 2019. Pollution loads and its impact on Lake Toba. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 299, 012051. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/299/1/012051>.

- Lutz, S., Thuerig, B., Oberhaensli, T., Mayerhofer, J., Fuchs, J.G., Widmer, F., Freimoser, F.M., Ahrens, C.H., 2020. Harnessing the microbiomes of suppressive composts for plant protection: From metagenomes to beneficial microorganisms and reliable diagnostics. *Frontiers in Microbiology* 11, 1810. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.01810>.
- Madaj, R., Sobiecka, E., Kalinowska, H., 2018. Lindane, kepone and pentachlorobenzene: chloropesticides banned by Stockholm convention. *International Journal of Environmental Science and Technology* 15, 471-480. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1417-9>.
- Maddela, N.R., Kakarla, D., García, L.C., Chakraborty, S., Venkateswarlu, K., Megharaj, M., 2020. Cocoa-laden cadmium threatens human health and cacao economy: A critical view. *Science of the Total Environment* 720, 137645. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137645>.
- Maeda, K., Hanajima, D., Toyoda, S., Yoshida, N., Morioka, R., Osada, T., 2011. Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost. *Microbial Biotechnology* 4, 700-709. <https://doi.org/10.1111/j.1751-7915.2010.00236.x>.
- Mahjoub, B., Domscheit, E., 2020. Chances and challenges of an organic waste-based bioeconomy. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry* 25, 100388. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2020.100388>.
- Martínez, A.T., Ruiz-Deñas, F.J., Martínez, M.J., del Río, J.C., Gutiérrez, A., 2009. Enzymatic delignification of plant cell wall: from nature to mil. *Current Opinion in Biotechnology* 20, 348-357. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2009.05.002>.
- Martínez-Blanco, J., Colón, J., Gabarrell, X., Font, X., Sánchez, A., Artola, A., Rieradevall, J., 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management* 30, 983-994. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.023>.
- Martínez-Sabater, E., García-Muñoz, M., Bonete, P., Rodríguez, M., Sánchez-García, F.B., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., López-Lluch, D.B., Moral, R., 2019. Comprehensive management of dog faeces: Composting versus anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management* 250, 109437. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109437>.
- Masaguer, A., Benito, M., 2011. Evaluación de la calidad del compost. En: Moreno, J., Moral, R., Compostaje. pp. 285-304. Mundi-prensa, Madrid.

- McLellan, S.L., Eren, A.M., 2014. Discovering new indicators of fecal pollution. *Trends in Microbiology* 22, 697-706. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2014.08.002>.
- Miller, F.C. 1993. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. En: (Metting, F. Jr. Ed) *Soil Microbial Ecology: Applications in Agricultural and Environmental Management*, pp. 515-544. Dekker, Nueva York.
- 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. *Bioresource Technology* 97, 961-965. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.04.035>.
- Mojiri, A., Zhou, J.L., Ohashi, A., Ozaki, N., Kindaichi, T., 2019. Comprehensive review of polycyclic aromatic hydrocarbons in water sources, their effects and treatments. *Science of the Total Environment* 696, 133971. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133971>.
- Moreno, J., Mormeneo, S., 2011. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: Moreno, J., Moral, R., *Compostaje*. pp. 111-140. Mundi-prensa, Madrid.
- Moreno, J., López-González, J.A., Arcos-Nievas, M.A., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., Estrella-González, M.J., López, M.J., 2021. Revisiting the succession of microbial populations throughout composting: A matter of thermotolerance. *Science of the Total Environment* 773, 145587. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145587>.
- Muniesa, M., Hammerl, J.A., Hertwig, S., Appel, B., Brüßow, H., 2012. Shiga toxin-producing *Escherichia coli* O104:H4: a new challenge for microbiology. *Applied and Environmental Microbiology* 78, 4065-4073. <https://doi.org/10.1128/AEM.00217-12>.
- Nakasaki, K., Hirai, H., 2017. Temperature control strategy to enhance the activity of yeast inoculated into compost raw material for accelerated composting. *Waste Management* 65, 29-36. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.019>.
- Mpanang'ombe, W., Mallory, A., Tilley, E., 2021. Poverty, politics and plastic: Organic waste sorting in Blantyre's public markets. *Journal of Urban Management* 10, 192-204. <https://doi.org/10.1016/j.jum.2021.05.001>.
- O'Connor, D.O., Daly, S.M., Sodeau, J.R., 2015. On-line monitoring of airborne bioaerosols released from a composting/green waste site. *Waste Management* 42, 23-30. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.015>.

- Palaniveloo, K., Amran, M.A., Norhashim, N.A., Mohamad-Fauzi, N., Peng-Hui, F., Hui-Wen, L., Kai-Lin, Y., Jiale, L., Chian-Yee, M.G., Jing-Yi, L., Gunasekaran, B., Razak, S.A., 2020. Food waste composting and microbial community structure profiling. *Processes* 8, 723. <https://doi.org/10.3390/pr8060723>.
- Paul, E., Clark, F., 1996. *Soil microbiology and biochemistry*, 2<sup>a</sup> ed. Academic Press, Londres.
- Piao, J., Jiang, J., Xu, B., Wang, X., Guan, Y., Wu, W., Liu, L., Zhang, Y., Huang, X., Wang, P., Zhao, J., Kang, X., Jiang, H., Cao, Y., Zheng, Y., Jiang, Y., Li, Y., Yang, Y., Chen, W., 2012. Simultaneous detection and identification of enteric viruses by PCR-mass assay. *PLoS ONE* 7, e42251. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042251>.
- Qasim, W., Moon, B.E., Okyere, F.G., Khan, F., Nafees, M., Kim, H.T., 2019. Influence of aeration rate and reactor shape on the composting of poultry manure and sawdust. *Journal of the Air & Waste Management Association* 69, 633-645. <https://doi.org/10.1080/10962247.2019.1569570>.
- Qdais, H.A., Al-Widyan, M., 2016. Evaluating composting and co-composting kinetics of various agro-industrial wastes. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture* 5, 273-280. <https://doi.org/10.1007/s40093-016-0137-3>.
- Rasapoor, M., Nasrabadi, T., Kamali, M., Hoveidi, H., 2009. The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. *Waste Management* 29, 570-573. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.012>.
- Rey, S.F., Franklin, J., Rey, S.J., 2019. Microplastic pollution on island beaches, Oahu, Hawai'i. *PLoS ONE* 16, e0247224. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0247224>.
- Richard, T.L., Hamelers, H.V.M., Veeken, A., Silva, T., 2002. Moisture relationships in composting processes. *Compost Science & Utilization* 10, 286-302. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2002.10702093>.
- Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H., Swings, J., 2003. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Annals of Microbiology* 53, 349-410.
- Sánchez San Fulgencio, N., Suárez-Estrella, F., López, M.J., Jurado, M.M., López-González, J.A., Moreno, J., 2018. Biotic aspects involved in the control of damping-off producing agents: The role of the thermotolerant



- microbiota isolated from composting of plant waste. *Biological Control* 124, 82-91. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2018.04.015>.
- Smith, R.S., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International* 35, 142-156. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.06.009>.
- Stegmann, P., Londo, M., Junginger, M., 2020. The circular bioeconomy: Its elements and role in European bioeconomy clusters. *Resources, Conservation & Recycling* 6, 100029. <https://doi.org/10.1016/j.rcrx.2019.100029>.
- Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., López, M.J., López-González, J.A., Moreno, J., 2019. Role of bacteria isolated from a plant waste-based compost producing bioactive substances in the control of bacterial spot syndrome caused by *Xanthomonas campestris* pv. *vesicatoria*. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology* 36, 101902. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101198>.
- Sundberg, C., Yu, D., Franke-Whittle, I., Kauppi, S., Smårs, S., Insam, H., Romantschuk, M., Jönsson, H., 2013. Effects of pH and microbial composition on odour in food waste composting. *Waste Management* 33, 204-211. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.017>.
- Thyberg, K.L., Tonjes, D.J., Gurevitch, J., 2015. Quantification of food waste disposal in the United States: A meta-analysis. *Environmental Science & Technology* 49, 24, 13946-13953. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03880>.
- Tortosa, G., Torralbo, F., Maza-Márquez, P., Aranda, E., Calvo, C., González-Murua, C., Bedmar, E.J., 2020. Assessment of the diversity and abundance of the total and active fungal population and its correlation with humification during two-phase olive mill waste ("alperujo") composting. *Bioresource Technology* 295, 122267. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122267>.
- Verma, S., Kuila, A., 2019. Bioremediation of heavy metals by microbial process. *Environmental Technology & Innovation* 14, 100369. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100369>.
- Wei, J., Li, H., Liu, J., 2022. Heavy metal pollution in the soil around municipal solid waste incinerators and its health risks in China. *Environmental Research* 203, 111871. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111871>.
- Wu, J., Qi, H., Huang, X., Wei, D., Zhao, Y., Wei, Z., Lu, Q., Zhang, R., Tong, T., 2018. How does manganese dioxide affect humus formation during bio-

- composting of chicken manure and corn straw? *Bioresource Technology* 269, 169-178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.079>.
- Yobouet, Y.A., Adouby, K., Drogui, P., 2016. Experimental methodology to assess retention of heavy metals using soils from municipal waste landfills. *Water, Air & Soil Pollution* 227, 37. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2706-x>.
- Zenjari, B., El Hajjouji, H., Ait Baddi, G., Bailly, J.-R., Revel, J.-C., Nejmeddine, A., Hafidi, M., 2006. Eliminating toxic compounds by composting olive mill wastewater–straw mixtures. *Journal of Hazardous Materials* 138, 433-437. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.05.071>.
- Zhang, L., Zhang, H., Wang, Z., Chen, G., Wang, L., 2016. Dynamic changes of the dominant functioning microbial community in the compost of a 90-m<sup>3</sup> aerobic solid state fermentor revealed by integrated meta-omics. *Bioresource Technology* 203, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.12.040>.
- Zhang, S., Wang, J., Chen, X., Gui, J., Sun, Y., Wu, D., 2021. Industrial-scale food waste composting: Effects of aeration frequencies on oxygen consumption, enzymatic activities and bacterial community succession. *Bioresource Technology* 320, 124357. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124357>.
- Zheng, G., Liu, C., Deng, Z., Wei, Z., Zhao, Y., Qi, H., Xie, X., Wu, D., Zhang, Z., Yang, H., 2021. Identifying the role of exogenous amino acids in catalyzing lignocellulosic biomass into humus during straw composting. *Bioresource Technology* 340, 125639. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125639>.
- Zoghlami, A., Paës, G., 2019. Lignocellulosic biomass: understanding recalcitrance and predicting hydrolysis. *Frontiers in Chemistry and Process Engineering* 7, 874. <https://doi.org/10.3389/fchem.2019.00874>.
- Zucconi, F., Monaco, A., de Bertoldi, M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle* 22, 27-29.





**HIPÓTESIS Y OBJETIVOS**

### 2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

El crecimiento de la población lleva consigo el aumento creciente de residuos orgánicos agrícolas, agroindustriales y municipales que deben ser tratados adecuadamente para evitar que se conviertan en un problema ambiental. El compostaje constituye uno de los métodos para el aprovechamiento y reciclado de los residuos, que permite biotransformar la materia orgánica residual en condiciones aeróbicas, estabilizándola y generando un producto, compost, con numerosas aplicaciones agrícolas y ambientales. Se trata de un proceso de relativo bajo coste e impacto ambiental. Otros beneficios del compostaje incluyen la reducción de olores, patógenos y principalmente el uso del producto final, compost, como enmienda del suelo, fertilizante y acondicionador.

Antes de aplicar el compost en suelos agrícolas se debe asegurar su calidad, madurez y estabilidad. La madurez del compost se asocia a su potencial para el crecimiento de plantas, mientras que la estabilidad está relacionada con su actividad microbiana y el grado de descomposición de la materia orgánica.

El compostaje puede realizarse con una gran variedad de materiales orgánicos, incluyendo residuos orgánicos municipales, agrícolas, ganaderos, agroindustriales y lodos de depuradora entre otros. La mayoría de procesos implican la combinación de varios residuos para asegurar el desarrollo del proceso y una buena calidad del producto final. La diversidad de materiales susceptibles de ser compostados marca importantes diferencias tanto en aspectos operacionales como en el producto final. Adicionalmente este último también se encuentra influido por el tipo de sistema mediante el que se gestione el proceso. La aplicación de aireación forzada o la utilización de sistemas estáticos, el compostaje al aire libre o en compostadores cerrados u otros aspectos de carácter metodológico, influyen en las condiciones que se dan durante el proceso que determinan, la calidad final de éste.

Existen varios estudios publicados en los últimos años relativos a la búsqueda de patrones e indicadores que describan el compostaje, sin embargo, estos estudios, se centran en materiales orgánicos muy concretos o en procesos muy específicos, por lo que difícilmente se pueden extraer conclusiones globales. En esta Tesis se propone la realización del estudio en una amplia variedad de muestras procedentes de procesos de compostaje industriales distintos, en los que se tratan materiales orgánicos de diferente procedencia, obtenidas en los momentos críticos del proceso. El estudio comparativo de los análisis realizados, nos va a proporcionar datos para construir indicadores asociados a cada materia prima objeto de compostaje y su evolución a lo largo de cada proceso investigado. Todo ello, de una forma global en la que se

considerarán las tipologías de materias primas, procesos técnicos y tiempos de muestreo, pero utilizando siempre la misma metodología para los análisis.

Por otro lado, el proceso de compostaje se basa en la actividad microbiana, por lo que desde, el punto de vista operativo, hay toda una serie de parámetros físicos, químicos y de actividad biológica que se deben conocer y controlar. De esta manera, la información obtenida será completa, y permitirá conocer de forma integral, las causas, los efectos y la secuencia de verificación en la que tienen lugar todos los acontecimientos que se producen durante la biotransformación de la materia orgánica en el compostaje. Todo esto repercutirá en la calidad de los productos obtenidos y permitirá el desarrollo de procesos más eficientes. En la presente investigación se aspira a conseguir una información global que permita extraer conclusiones de una manera integrada y extrapolable a cualquier proceso, sea cual sea el material orgánico de partida.

El objetivo general de este estudio se basa en **establecer el grado de singularidad de cada proceso de compostaje industrial cuando se realiza con diferentes materiales orgánicos en función de las características físicas, químicas y de actividad biológica de estos materiales a lo largo del proceso**. Para llevar a cabo este objetivo general se establecieron los siguientes objetivos específicos:

- 1) **Identificar y seleccionar parámetros comunes en los distintos procesos que permitan monitorizar y validar el proceso a escala industrial**
- 2) **Determinar la influencia de mezclas de sustratos inadecuadas en la calidad del compost producido a escala industrial**
- 3) **Analizar la eficacia higienizadora del compostaje industrial de residuos antropogénicos de especial riesgo sanitario y comparar la biotransformación de sus fracciones solubles y poliméricas durante el proceso.**



**DESARROLLO EXPERIMENTAL**

### 3. DESARROLLO EXPERIMENTAL

El diseño experimental de la presente Tesis Doctoral se representa en la **Figura 1**, que incluye la secuencia de experimentos desarrollados en consonancia con las Hipótesis y Objetivos planteados, así como su relación con los 3 artículos de investigación en los que se recoge el trabajo realizado y sus resultados.

Para el estudio se evaluaron cinco tipos de procesos de compostaje industrial, diferenciados de acuerdo con la materia prima mayoritaria procesada en la planta correspondiente, y representativos de los principales residuos orgánicos generados en la actualidad, siendo estos: residuos agroalimentarios, residuos vegetales, residuos sólidos urbanos, alpeorujo y lodos de depuradora. Se realizó la selección de tres plantas de tratamiento industrial distintas para cada uno de los cinco tipos de residuos orgánicos mencionados. A continuación, se llevó a cabo la toma de muestras, en cada una de las instalaciones seleccionadas, durante las seis fases críticas del proceso de compostaje: materia prima, fase mesófila, fase termófila, fase de enfriamiento, fase de maduración y producto final. Seguidamente, se realizó la caracterización química, físico-química y biológica de cada una de las muestras, atendiendo a parámetros de control y seguimiento del proceso de compostaje, junto con parámetros relacionados con la biodegradabilidad, estabilidad biológica, fitotoxicidad y contaminación microbiológica de los productos finales. De acuerdo con los análisis efectuados y las muestras consideradas, el estudio permitió desarrollar los tres objetivos específicos planteados, que se incluyeron en los tres trabajos publicados, tal y como se resume a continuación:

Para identificar y seleccionar parámetros comunes en los distintos procesos que permitan monitorizar y validar el proceso a escala industrial, se analizaron en muestras procedentes de todas las plantas una batería de parámetros químicos y fisicoquímicos, bioensayos y contenido en metales pesados. La mayoría de estos parámetros fueron medidos en las distintas fases del proceso, para concluir que el estudio de la evolución de la fitotoxicidad en los procesos, mediante el uso del índice de germinación, constituye una herramienta sencilla de monitorizar en el seguimiento del compostaje industrial, junto con el contenido en metales pesados de los compost obtenidos. Este trabajo dio lugar a la primera publicación recopilada en esta Tesis Doctoral y que se recoge en el apartado de Resultados (Publicación 1).

Para determinar la influencia de mezclas de sustratos inadecuadas en la calidad del compost producido a escala industrial, se emplearon muestras de plantas que procesaban residuos agroalimentarios, cuyo balance de C/N estaba, en muchos casos, por debajo de los valores recomendados para el proceso. En

este caso, se analizaron diversos parámetros, tanto en las materias primas como en los compost generados, siendo especialmente informativos los relacionados con la humificación y la estabilidad biológica, analizada mediante respirometría. Este estudio dio lugar a la segunda publicación recopilada en esta Tesis Doctoral que se recoge en el apartado de Resultados (Publicación 2).

Para analizar la eficacia higienizadora del compostaje industrial de residuos antropogénicos de especial riesgo sanitario y comparar la biotransformación de sus fracciones solubles y poliméricas durante el proceso, se emplearon muestras de plantas de compostaje industrial de residuos urbanos y lodos de depuradora. Se analizaron bioindicadores de contaminación fecal, consumo de las fracciones solubles y poliméricas de los materiales, y medidas de estabilidad biológica, cuyos resultados se compararon con los correspondientes a muestras de plantas de tratamiento industrial de residuos vegetales, sustratos de reducido riesgo sanitario. Este último trabajo constituyó la tercera publicación científica de la presente Tesis Doctoral que se recoge en el apartado de Resultados (Publicación 3).

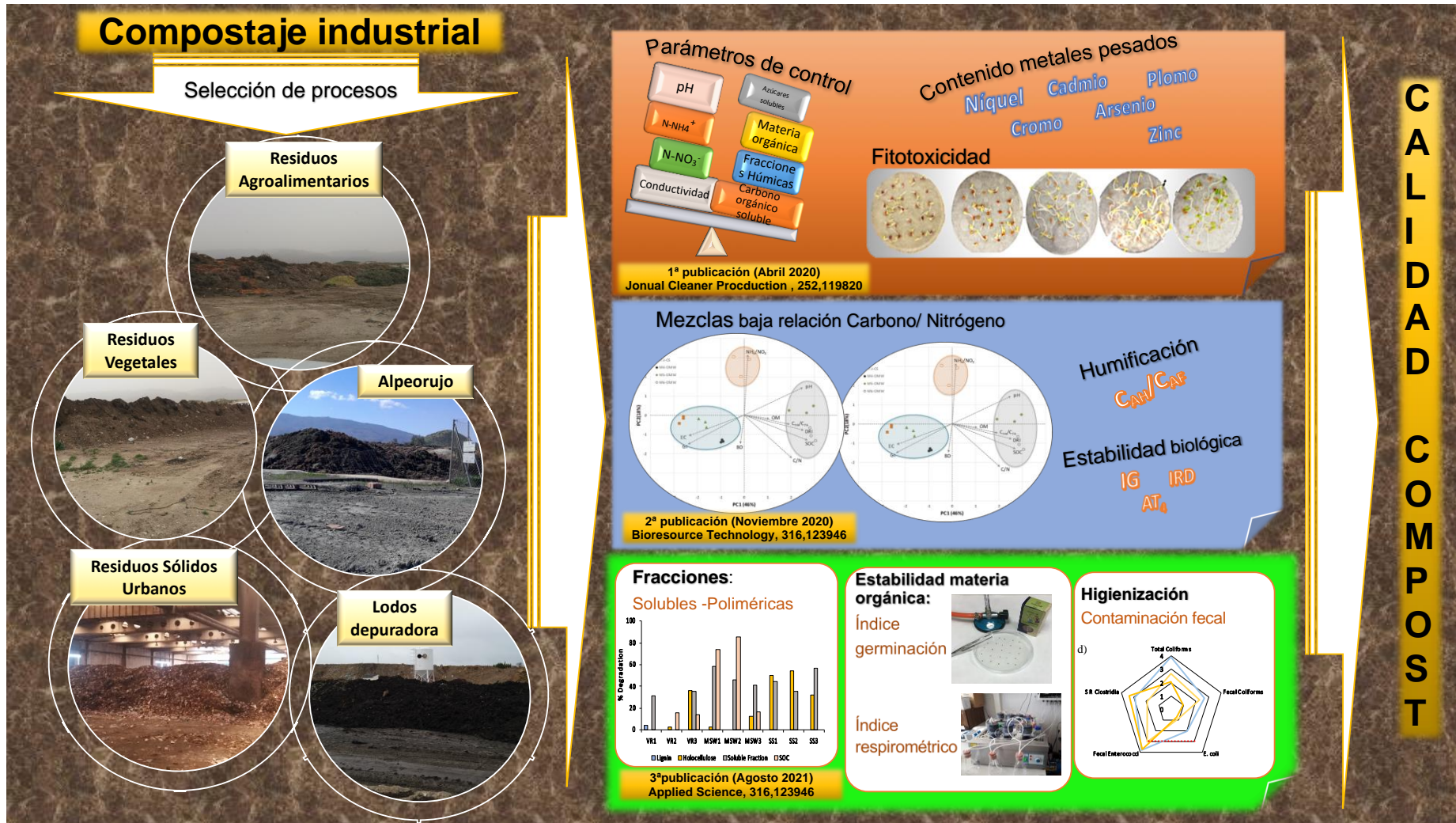


Figura 1: Diseño experimental



**RESULTADOS**



### 4. RESULTADOS

Los resultados obtenidos en la presente Tesis Doctoral, se muestran en los siguientes manuscritos que corresponden a tres artículos publicados.

○ Artículo 1:

**Siles-Castellano, A.B.**, López, M.J., López-González, J.A., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., Estrella-González, M.J., Moreno, J., 2020. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. Journal of Cleaner Production 252, 119820. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119820>.

○ Artículo 2:

**Siles-Castellano, A.B.**, López, M.J., Jurado, M.M., Suárez-Estrella, F., López-González, J.A., Estrella-González, M.J., Moreno, J., 2020. Industrial composting of low carbon/nitrogen ratio mixtures of agri-food waste and impact on compost quality. Bioresour. Technology 316, 123946. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123946>.

○ Artículo 3:

**Siles-Castellano, A.B.**, López-González, J.A., Jurado, M.M., Estrella-González, M.J., Suárez-Estrella, F., López, M.J., 2021. Compost quality and sanitation on industrial scale composting of municipal solid waste and sewage sludge. Applied Sciences 11, 7525. <https://doi.org/10.3390/app11167525>.

**4.1. ARTÍCULO 1. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes**

Graphical Abstract



**ARTÍCULO 1**

**Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes**

Siles-Castellano, A.B., López, M.J., López-González, J.A., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., Estrella-González, M.J., Moreno, J.

Publicado en Journal of Cleaner Production, 252 (2020), 119820

**Resumen**

En este trabajo se realizó un análisis comparativo de quince plantas de tratamiento de compostaje industrial que procesan Residuos Vegetales, Lodos de Depuradora, Residuos Sólidos Urbanos, Residuos Agroalimentarios y Alpeorujos. Para ello, se analizó la evolución de la fitotoxicidad durante el proceso, midiendo el índice de germinación como parámetro sencillo de monitoreo del compostaje. Además, se evaluaron parámetros físico-químicos (pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, azúcares reductores, compuestos fenólicos, sustancias húmicas, carbono orgánico soluble,  $\text{N-NH}_4^+$  y  $\text{N-NO}_3^-$ ) y el contenido de metales pesados en los productos finales generados. Los materiales perdieron su carácter fitotóxico durante la fase de enfriamiento o al final del compostaje en las plantas que procesaron Alpeorujos, Lodos de Depuradora y Residuos Agroalimentarios. En cambio, en las plantas que procesaron Residuos Sólidos Urbanos y Residuos Vegetales, el material nunca perdió la condición de fitotóxico. Todos los compost, excepto los generados a partir de Residuos Sólidos Urbanos, cumplen los requisitos de la legislación española en cuanto al contenido de metales pesados. La fitotoxicidad se atribuyó principalmente a los elevados valores de conductividad eléctrica y pH del compost de Residuos Vegetales y al alto contenido en metales pesados del compost de Residuos Sólidos Urbanos. El índice de germinación puede considerarse como una herramienta para el seguimiento del rendimiento del compostaje industrial. Este trabajo aporta nuevas ideas para una mejor gestión del compostaje a escala industrial.

### **Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes**

Siles-Castellano, A.B., López, M.J.\*, López-González, J.A., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., Estrella-González, M.J., Moreno, J.

Unit of Microbiology, Department of Biology and Geology, CITE II-B, Agrifood Campus of International Excellence ceiA3; CIAMBITAL, University of Almeria, 04120 Almeria, Spain. Phone: +34 950 015 891.

\*Corresponding author: Phone: +34 950 015 890; Fax: 00 34 950 015 476; e-mail: mllopez@ual.es.

#### **Abstract**

A comparative analysis of industrial composting facilities processing vegetal residues, sewage sludge, municipal solid waste, agri-food waste or olive mill waste was performed. The evolution of phytotoxicity during composting was analyzed by measuring the germination index. Physico-chemical parameters (pH, electrical conductivity, organic matter, reducing sugars, phenolic compounds, humic substances, soluble organic carbon, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) and heavy metals content were evaluated in final products. The material became non-phytotoxic at the cooling phase or at the end of composting in facilities processing Olive Mill Waste, Sewage Sludge, and Agri-food Waste. In facilities processing Municipal Solid Waste and Vegetal Residues, the material never lost phytotoxicity. All composts, except Municipal Solid Waste, fulfill requirements of the Spanish legislation for heavy metals content. Phytotoxicity was attributed to the high electrical conductivity and pH of the Vegetal Residues compost and heavy metal content of the Municipal Solid Waste compost. Germination index is recommended to track the performance of industrial composting. This work provides new insights for the better management of composting at the industrial scale.

**Keywords:** Vegetal residues; Agri-food waste; Olive mill waste; Sewage sludge; Municipal solid waste; Germination index

### Highlights

- Germination Index allows monitoring industrial composting of different organic wastes.
- Composting sewage sludge, agrifood and olive oil mill waste removed phytotoxicity.
- Compost made from vegetal residues and municipal solid waste were phytotoxic.
- Physical-chemical parameters that influence phytotoxicity were identified.
- Heavy metals content of municipal solid waste compost exceeded legislation limits.

### 1. Introduction

Composting is a dynamic, biological and aerobic process in which organic matter is stabilized after passing through a thermophilic phase, fostered by the development of biological degradation, and whose performance is directly dependent on the activity of microorganisms. The parameters that affect its development must be properly adjusted and monitored during composting. The most common control parameters are temperature, humidity, pH, C/N ratio and particle size (Petric et al., 2012). The correct control of the process contributes to obtain a stable, storable and transportable final product that is suitable for soil application. This final product, compost, improves soil characteristics by increasing infiltration, water retention, and thermal inertia; it also favors natural control of pests and provides nutrients for plant growth (Wei and Liu, 2005).

The raw materials processed by composting are very diverse in composition and characteristics. However, it is possible to obtain good quality composts irrespectively of materials employed provided that adequate management of the process control parameters is applied (Goyal et al., 2005). Conversely, assuming that every process, whatever its starting material is, will work the same, may lead to the production of immature or low agronomic quality compost (Silva et al., 2014). Consequently, it is essential to consider the peculiarities of each raw material and composting conditions should be adjusted accordingly (Goyal et al., 2005).

A composting process that is not well-performed results in an insufficiently stabilized organic matter or an immature compost that can affect soil environment and plant growth, be a source of disease and cause damage to crops by phytotoxicity (Cui et al., 2017). Compost quality is closely related to its stability and maturity. Maturity describes the ability of a product to be used effectively in agriculture for the growth of plants and relates to phytotoxicity aspects. Stability is the resistance of the organic matter in compost against further microbial decomposition, it is not equivalent to maturity, although both characteristics are often correlated since stability indicates the absence of biodegradable material, which includes several phytotoxic substances (Oviedo-Ocaña et al., 2015). One of the most employed methods for the evaluation of phytotoxicity is the determination of the germination index (GI) (Barral and Paradelo, 2011). The simplicity, short term, low cost and adaptability of the method for all types of substrates makes it preferable to other options. Despite some studies questioned the interpretation of GI results because different procedures are employed (Luo et al., 2018), it has been widely used in composting to detect operational problems in facilities and validate final compost quality (Barral and Paradelo, 2011). When properly performed, composting promotes the loss of phytotoxicity and may generate a product with phytostimulant effect (Selim et al., 2012).

The success of composting as an eco-friendly technology for waste management has caused the volume of waste treated in this way to explode in

recent years (Ros et al., 2006). Composting is becoming a fundamental tool in the circular economy model promoted in Europe and the number of industrial composting facilities is growing throughout European geography (Razza et al., 2018). This new reality needs to be managed with appropriate rigor. There are big differences between industrial composting and small-scale composting. At small-scale the control of the process is high and the results are usually excellent if properly managed. Although high-quality composts can be obtained in industrial composting, the products generated are usually very variable in composition and characteristics (Barrena et al., 2014). Also, the situation of saturation faced by many industrial facilities is one of the main obstacles that limit the management of the process and the quality of composts obtained. In the particular case of facilities processing municipal solid waste, saturation joins an ineffective organic waste separation that causes the compost produced cannot be used as soil organic amendment. The use of simple tools such as GI for monitoring process performance and compost quality in industrial composting facilities would help to address operational weakness and improve waste processing for the production of quality compost. GI is listed in the quality assessment regulation of compost for commercialization in most European countries (Cesaro et al., 2015). Besides, other conventional physicochemical characteristics and biological activities are also required to fully evaluate the quality of compost obtained (Azim et al., 2018) that in turn may be correlated to GI (Luo et al., 2018).

This study aimed to compare the evolution of phytotoxicity during composting and final compost quality of industrial composting facilities processing different raw materials. For this, a comparative analysis of 15 industrial composting facilities that use five different starting raw materials, i.e. vegetal residues (VR), sewage sludge (SS), municipal solid waste (MSW), agri-food waste (AW) and olive mill waste (OMW) was performed. The phytotoxicity was determined throughout the composting process by measuring germination index (GI) and relationships were established for final products with physico-chemical parameters and heavy metals content to identify those that most influence the GI values and the quality of compost produced.

## 2. Material and Methods

This section is aimed to describe the methodology used in this work. First, the detail of the composting facilities that were part of the study and the sampling method is described. Subsequently, all the analytical methods are detailed. Finally, the data analysis used is presented. To facilitate the understanding of the methodology, Table 1 and a Supplementary Fig. 1 are provided.

### 2.1. Composting facilities and sampling

The samples used for the experimental activity were collected at 15 full-scale composting facilities operating in the Southeast of Spain (Almería, Granada, Murcia,



and Jaen). The facilities were classified according to the main input waste: vegetal residues (VR), sewage sludge (SS), municipal solid waste (MSW), agri-food waste (AW) and olive mill waste (OMW), which is the pomace obtained from two-phase centrifugation olive mill decanter. Although this later residue is an agri-food waste coming from olive processing for olive oil extraction, it was considered separately from other agri-food wastes because of their special characteristics (Albuquerque et al., 2006). Three facilities were sampled for each input waste in order to have enough representativeness. Table 1 shows the facilities and their main treatment characteristics.

Samples were collected in each facility at significant composting phases as follows: mixture used for composting (raw materials, RM); material before reaching thermophile temperatures (mesophilic phase, MES); material at thermophile temperatures (50 °C) (thermophilic phase, TER); material after thermophilic phase was accomplished and temperature decreased up to ambient (cooling phase, COO); material at the middle of maturation phase (MAT); and final product (FP). A total amount of 90 samples (5 input wastes, three facilities per waste and six composting phases for each) were collected from November 2016 to November 2017. The entire sampling process took place in one day in facilities working in continuous, i.e. vegetal residues (VR), sewage sludge (SS), and municipal solid waste (MSW), while those processing agri-food waste (AW) and OMW, as they worked discontinuously because of the seasonality of the raw material, sampling was performed when each specific composting phase was reached.

Samples were taken from composting/raw material piles by collecting a bulk-integrated sample obtained from equal amounts (about 300 g) collected from nine different locations in each pile, considering three different levels without repetition of depth, wide and length (Supplementary Figure 1), giving a final mass of approximately 3 kg. Then, the integrated sample was manually mixed and reduced to three sub-samples of about 1 kg, which were later used to carry out all the analytical procedures. In the case of MSW samples, only the biodegradable fraction was analyzed (organic matter), which means that all improper materials (plastic, glass, metal, etc.) were manually removed. After this, the sample was shredded in Moulinex Cousine Companion HF800A13 (Moulinex, Barcelona, Spain) prior to analytical. Samples were immediately stored in vacuum bags and frozen at -20 °C. Before analysis, samples were thawed at room temperature for 24 h. Phytotoxicity analyses were performed in all samples, while final products were used for the analysis of pH, electrical conductivity (EC), organic matter (OM), reducing sugars (RS), phenolic compounds (PC), humic substances (HS), soluble organic carbon (SOC), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and heavy metals, according to procedures explained in analytical. Samples for most chemical analyses were air-dried at 40 °C overnight and ground to <1 mm, while those for phytotoxicity analyses, conductivity, pH, RS, PC, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and SOC were freshly processed.

Table 1. Main characteristics of the industrial composting facilities

Main input waste	Code	Mixture for composting	Method of composting <sup>a</sup>	BP <sup>b</sup> (months)	Total <sup>b</sup> (months)
Vegetal residue	VR1	Mostly cucumber and zucchini crop residues: stalks, leaves	Open air- Turned windrows	3	4
	VR2	Mostly cucumber, zucchini crop residues: stalks, leaves	Open air- Turned windrows	3	4
	VR3	Mostly pepper crop residues: stalks, leaves	Open air- Turned windrows	1	3
Sewage sludge	SS1	Sewage sludge + straw (1:1 v/v)	Open air- Turned windrows	2.5	3.5
	SS2	Sewage sludge + pruning wastes (1:1 v/v)	Open air Turned windrows	2	3
	SS3	Dried sewage sludge (1:2 v/v)	in-vessel- Tunnel composting (turning by augers)	1	3
Municipal Solid waste	MSW1	Municipal solid waste <sup>c</sup>	in-vessel Turned windrows in bays	1.5	3.5
	MSW2	Municipal solid waste <sup>c</sup>	in-vessel Turned windrows in bays	2.5	4.5
	MSW3	Municipal solid waste <sup>c</sup>	in-vessel Tunnel composting (turning by augers)	1	3
Agrifood waste	AW1	Citric sludge <sup>c</sup> + palmtree prunings (1:3 v/v)	Open air- Turned windrows	5	8
	AW2	Cull tomatoes + tomato plant (stalks and leaves)	Open air- Turned windrows	4	6
	AW3	Citric sludge <sup>c</sup> + pig slurry + pruning wastes (mainly palmtree) (3:1:1.5 v/v)	Open air- Turned windrows	2	4
Olive oil mill waste	OMW1	OMW + chicken manure + straw (20.2:3.6:1 w/w)	Open air -Turned windrows	6	8
	OMW2	OMW + olive leaves + manure (12.5:3.5:1 w/w)	Open air Turned windrows	5	7
	OMW3	OMW + manure + olive leaves (1:0.45: unknown w/w)	Open air Turned windrows	3	5

<sup>b</sup> MSW: All facilities processed mixed municipal solid waste.

<sup>c</sup> Citric sludge: semi-solid residue in the form of juice centrifugation pulp obtained as waste product.

<sup>a</sup> Composting pile had variable dimensions depending on composting method. Most pile were about 2-3 m high, 7-15 m m width.

<sup>b</sup> Duration of bioxidative phase-BP (phase with thermal fluctuations); Total time of composting process.

### 2.2. Analytical methods

The dry matter of the samples was determined after 24 h at 105 °C in order to express all data on a dry weight basis. The total organic matter content (OM) was determined by weight loss on ignition at 550 °C for 3.5 h (Kakezawa et al., 1992). The electrical conductivity (EC), pH, N–NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and N–NO<sub>3</sub><sup>-</sup> were determined in a 1:10 (w/v) water extract. N–NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and N–NO<sub>3</sub><sup>-</sup> were analyzed in filtered water extract by using Hach 9663 probe (Hach, Loveland, USA) and Nitrachek 404 probe (KPG Products Ltd., Hove, United Kingdom).

Phytotoxicity tests were analyzed by measuring the germination index (GI) in seeds of *Lepidium sativum* L. according to the method of Zucconi et al. (1981). Briefly, water was mixed with compost samples to reach a moisture content equivalent to 65%. After 30 min contact time, a 10% aqueous extract was obtained and filtered through a 0.45 µm pore size membrane, 4 mL of the filtrate was added to 12 cm square dishes containing 25 seeds of *L. sativum* on top of one sheet of filter paper as support. Four replicate dishes were used for each sample providing a total of 100 testing seeds. Controls with 4 mL distilled water were used as reference. The seeds were placed in a growth chamber at 25 °C for 48 h in darkness. After this period, the number of seeds germinated was counted and the radical length was measured. The Germination Index (GI) was calculated by multiplying the germinated seed number (G) and length of roots (L) and expressed as percentage (GI %) with respect to the control as follows:

$$GI (\%) = (L_s \times \%G_s) / (L_c \times \%G_c) * 100$$

Where: L<sub>s</sub>: Length of roots (mm) in seeds treated with compost extract sample; G<sub>s</sub>: Number of seeds treated with compost extract sample that germinated; L<sub>c</sub>: Length of roots (mm) in seeds treated with water (control); G<sub>c</sub>: Number of seeds treated with water (control) that germinated.

Soluble organic carbon (SOC), reducing sugars (RS) and phenolic compounds (PC) were analyzed in a K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> extract according to López-González et al. (2013) as follows: 10 g of sample were added of 40 mL of 0.5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, after shaking at 200 rpm and 30 °C for 30 min, the extract was recovered by filtration. Soluble organic carbon (SOC) was measured in the extract by using TOC – VCSN analyzer (Shimadzu Co., Kyoto, Japan). Reducing sugars (RS) were analyzed by the DNS method (Miller, 1959), in which 1 mL of the extract was added of 3 mL DNS, after heating at 100 °C for 15 min, 200 µL of this solution were placed in 96 well microplates and absorbance was measured at 550 nm in microplate reader spectrophotometer Eon (Biotek Winooski, VT, USA), obtaining reducing sugar concentration by using glucose standard curve. Total phenolic

compounds (PC) were analyzed according to Marambe and Ando (1992) using Folin-Ciocalteu reagent. Briefly, 0.5 mL of extract was mixed with 7 mL distilled water and 0.5 mL Folin-Ciocalteu reagent (Sigma-Aldrich, Missouri, USA), after 3 min contact, 1 mL of 20% (w/v) Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> and 3 mL distilled water were added and the mixture was left in darkness for 30 min. Finally, 200 µL were transferred to 96 well microplates and absorbance was measured at 725 nm in a microplate spectrophotometer reader Eon (Biotek Winooski, VT, USA). Total phenol concentration was obtained by using a standard curve made with p-hydroxybenzoic acid (Sigma Aldrich Corporation, St. Louis, USA).

Humic substances (HS) were extracted using a sodium pyrophosphate alkaline solution and fractionated depending on their solubility at different pH values, according to Ciavatta et al. (1991), as follows: 2 g of dried sample was added of 100 mL sodium pyrophosphate (pH 13, 0.1N) and shaken at 120 rpm and 60-65 °C for 48 h. The total humic extract (THE) was separated from solid material by filtration through cellulose acetate membrane 0.8 µm (Sartorius Group, Göttingen, Germany). An aliquot of 25 mL of the THE was acidified up to pH 1.5 with 9M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> and the precipitated humic acid (HA) fraction was separated from supernatant containing non-acid precipitable fraction by centrifugation at 5,000 rpm for 20 min. The HA fraction was solubilized in 25 mL 0.1M sodium pyrophosphate for total organic carbon analysis. The supernatant containing non-acid precipitable fraction was passed through a 5 cm<sup>3</sup> polyvinylpyrrolidone (PVP) packed column pre-equilibrated with 0.005 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, after adding 25 mL 0.5N NaOH, the flow-through was collected as the fulvic acid fraction (FA). Total organic carbon was measured in HA and FA fractions by using a TOC – VCSN analyzer (Shimadzu Co., Kyoto, Japan). The maturation index was calculated as the ratio between humic and fulvic acid carbon (HA/FA).

Heavy metals (Cr, Cu, Cd, As, Ni, Zn, and Pb) were analyzed in 0.15 g of samples digested with 6 mL HNO<sub>3</sub> and 2 mL H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> at 200 °C for 30 min in high-pressure microwave digester (Milestone Ethos Touch Control; Milestone SRL, Sorisole, Italy) by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICPMS) (Thermo Scientific XSeries 2ICP-MS; Thermo Fisher Scientific, Waltham, USA).

### 2.3. Data analysis

Analytical was performed at least in triplicate. Simple descriptive analysis was applied to determine the average value of the quantitative variables. The mean values of each parameter were tested for statistically significant differences using one-way analysis of variance (ANOVA), considering the facility and the raw material, and the comparison of parameter means was performed by the Fisher's Least Significant Difference (LSD) at  $P < 0.05$ . Normality and homogeneity of the variances were checked using the Shapiro–Wilk and Levene tests, before

ANOVA. The presence of categories within final compost samples collected from facilities composting different raw materials was investigated using stepwise linear discriminant analysis (DA), in order to find simple equations for estimation of the composition of these wastes from easily analyzable parameters. In addition, the Spearman correlations between the different parameters studied were calculated and multiple regression analysis with stepwise selection of variables was carried out. All of these analyses were carried out using Statgraphics Centurion XVII version 17.1.1 (Stat-Point, Inc., Virginia, USA).

### 3. Results and Discussion

#### 3.1. *Evolution of phytotoxicity during composting.*

The evolution of the germination index (GI) was studied throughout all phases of composting in 15 industrial facilities processing five different raw materials, three for each material, whose results per raw material are shown in Figure 1. Detailed GI values for each facility can be found Supplementary Table S1. According to Emino and Warman (2004), materials with GI values lower than 50% are highly phytotoxic, between 50% and 80% are moderately phytotoxic, higher than 80% are no-phytotoxic, and materials with a GI higher than 100% have phytonutrient or phytostimulant effect. All raw materials were phytotoxic, having GI values far below 50% that is relatively common for unprocessed materials (Selim et al., 2012). In general, GI values showed an increasing trend from the beginning of the composting process, as it has been also reported in composting of poultry manure (Young et al., 2016) and other animal manures (Huang et al., 2017), and co-composting of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste (Zhang et al., 2018). However, the behavior was quite different depending on the raw materials. In the case of Olive Mill Waste (OMW), Sewage Sludge (SS) and Agrifood Waste (AW) GI reached values above 80% at the end of the process or earlier, thus losing phytotoxicity. On the contrary, in the facilities processing Municipal solid waste (MSW) and Vegetal residue (VR), the material never had GI values higher than 50%, so even final compost was phytotoxic. Besides, it is necessary to emphasize that there was an important variability of GI values between facilities processing similar raw materials, which was evidenced by the wide range of GI values obtained, especially at intermediate phases of composting (mesophilic, thermophilic, cooling and maturation) that was much lower for final products. This is typical for industrial composting (Barrena et al., 2014) and may relate to differences in processing practices between facilities, including, initial mixture composition, method of composting, time to reach final product and intermediate operations such as turnings, moisture adjustment, fresh material addition during intermediate

phases, etc. Unfortunately, it was not possible to find a pattern to explain differences in GI values based on processing parameters other than those shown in Table 1 because of the scarce information provided by some industrial facilities where the process was subjected to little control and monitoring.

Agri-food waste was the material that better performed and sooner reached GI higher than 80%. An average GI of 100% was obtained at the cooling phase and remained around this value up to the end of the process with slight differences between the three facilities (Fig. 1a). The main dispersion of results among facilities was obtained at mesophilic and thermophilic phases. In two of the three facilities that processed citric sludge (AW1) and cull tomatoes (AW3) as the main input residue, non-phytotoxic levels were reached even at the mesophilic and thermophilic phases; while for the third facility that processed citric sludge (AW2), this occurred at the cooling phase, having GI values close to zero at the mesophilic phase. The difference between this last facility and the other that processed citric sludge (AW1) was the use of pig slurry in the initial mixture that could be the reason of the shorter duration of the bio-oxidative phase (2 months) and the different pattern of GI evolution during initial phases. However, this did not impact much the evolution of phytotoxicity in further phases following a similar pattern than in the other facilities.

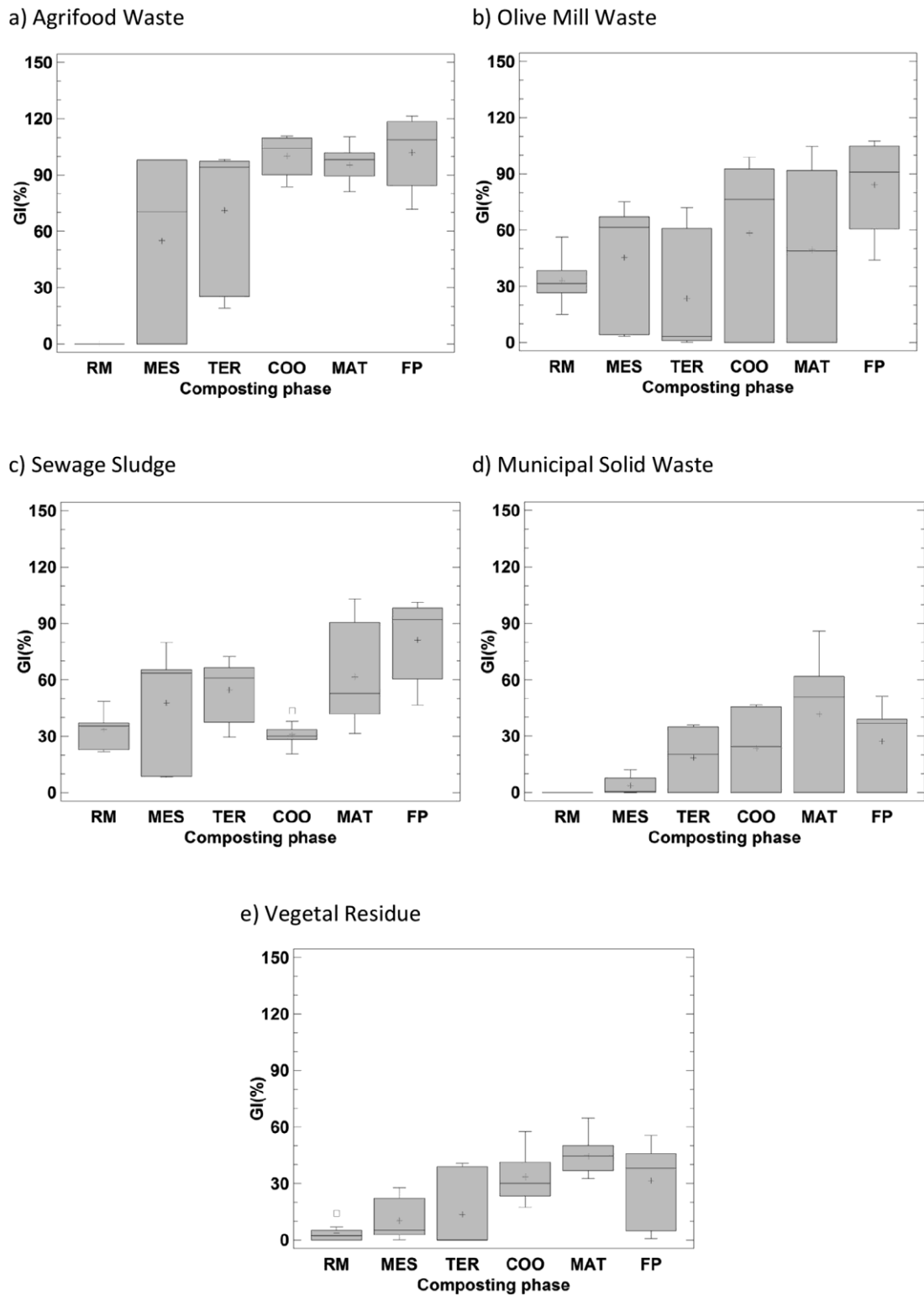
In the case of Olive Mill Waste, GI evolution was very different in the three facilities, final compost had GI average values around 84%, one of them was phytotoxic (GI 55%) while the other two had GI > 80% (Fig 1b). A wide dispersion of results was obtained for the three facilities at all intermediate phases. The material from one facility (OMW3) had GI values close to zero up to maturation phase, in other facility (OMW2) GI peaked at cooling phase (78 %) but then decreased to 55%, while in the third facility (OW1) an increasing trend was obtained throughout composting and material lost phytotoxicity at cooling phase. This shows that differences in operating conditions together with the composition of initial mixture (Table 1) may have a great impact on GI other than the type of main input waste. Further studies are required to determine the influence of operating conditions at industrial scale on the GI results.

For the Sewage Sludge, the differences in GI values between facilities were some of the lowest (Fig 1c). This parameter increased continuously for all three facilities, except at the thermophilic phase in which GI decreased, likely due to the release of phytotoxic compounds such as phenolic acids, organic acids and ammonia during organic matter decomposition and the increased solubility of heavy metals (Guo et al., 2012). The final compost had an average GI of 81%, ranging from 99.8% to 52.7%.

The two materials that worst performed were Municipal Solid Waste (MSW) and Vegetal Residue (VR) whose phytotoxicity was not eliminated during

composting and led to phytotoxic final products ( $GI < 50\%$ ) (Figs. 1d and 1e). The justification for this result cannot be restricted only to the nature of the waste because there are several successful lab or small-scale composting experiences with VR (Gavilanes-Terán et al., 2016) and MSW (Obuotor and Odeyemi, 2017) that led to non-phytotoxic compost. The reasons for the poor performance likely lies in the management procedures in the facilities. In the case of Vegetal Residues (VR), the three facilities processed plant residues from intensive horticulture whose management is complicated by the presence of non-biodegradable polyethylene ropes used for staking plants that are tightly intertwined to the plant. These elements are manually removed in small scale composting (López-González et al., 2013) but at the industrial scale, they usually remain with plant stalks and leaves up to cooling phase and are removed further by passing the material through a trommel. The fine plant material recovered is not yet stabilized but it is not subjected to further processing other than accumulating it in piles for maturation where it tends to warm again. Consequently, the material cannot be considered finished and this is why final material retains the phytotoxicity. Besides, it is a common practice to use composting leachates to water the windrows that also affect phytotoxicity levels. This situation can also be applied to MSW processing facilities but in this case, the inert materials mixed with organic matter are the elements that are retained up to the maturation phase, in which they are separated from organic matter by sieving. In fact, the process performed at the MSW facilities studied is not considered composting as such but mechanical-biological treatment. Because of procedures required at an industrial scale for processing RV and MSW, the material was probably finished early without being subjected to a sufficient thermal profile to ensure proper biotransformation. The presence of unstable organic material in both processes are expected to cause phytotoxicity in the final materials (Cesaro et al., 2019). Also, in both cases, the addition of fresh material during intermediate phases could have been produced because of saturation of the volume of waste to be treated, and it is something that obviously could affect the composting process.

The correct management of the process together with the favorable nature of the waste are the two great challenges that lie ahead in the field of industrial composting. Germination index is a parameter easy to determine that could help to monitor the performance of composting in industrial facilities as well as to verify final product safety. However, it is important to use the integrated information of different parameters when evaluating the risk of the application of organic material to the soil. The relationship between this parameter and other characteristics in the final products obtained in each facility is discussed in the following section.



**Figure 1.** Evolution of phytotoxicity (germination index, GI) during the composting phases (raw materials, RM; mesophilic phase, MES; thermophilic phase, TER; cooling phase, COO; maturation phase, MAT; and final product, FP) in industrial facilities processing a) agricultural waste, b) olive oil mill waste, c) sewage sludge, d) municipal solid waste and e) vegetal residues. Symbol + in box-plot indicates mean values (n=9, 3 facilities x 3 replicates).



### 3.2. Final products characterization.

Several physico-chemical parameters and heavy metals content were analyzed in final products from each facility and correlation and discriminant analysis were performed in order to find relationships between maturity, expressed as GI, and parameters determined in the samples.

#### 3.2.1 Physico-chemical parameters.

Table 2 shows the values of physico-chemical parameters in final products obtained from each industrial facility which were likely to affect the phytotoxicity and help to define the quality of final products. In general, there were significant differences for nearly all parameters among compost from different facilities, even for those coming from the same initial materials.

High pH and electrical conductivity values in compost are known to affect seed germination (Barral and Paradelo, 2011). Most final products had pH values in the range of those established as usual for compost (pH 6-9) (Cayuela et al., 2008), except the compost from VR1, VR3 and OMW2 facilities that had pH values of 9.18, 9.68 and 9.46. These alkaline pH may partially explain the low GI values of the compost, being 2.7, 46.4 and 55.0%. The electrical conductivity (EC) varied in a wide range (2.44 to 17.36 mS cm<sup>-1</sup>) in compost analyzed. Compost from Vegetal Residues (VR) and one from MSW (MSW3) had the highest levels of electrical conductivity (higher than 8 mS cm<sup>-1</sup>), and also showed high phytotoxicity (low GI values), especially for VR2 and MSW3, whose EC value (>10 mS cm<sup>-1</sup>) was probability responsible for the low GI value of the compost (2.66 and 0%). In the case of compost from VR, the justification to the high EC values may be related to the origin of the plant residues processed at the facilities. As stated above, they are plant residues from the intensive horticulture that uses inorganic fertilization and lead to residues having high conductivity because the salts are not lost through irrigation of the vegetal, but instead concentrate on the residue as a result of drip irrigation practices carried out in the study area, where water losses are minimal (Aznar-Sánchez et al., 2011). However, these residues have been successfully composted at pilot plant scale (López-González et al., 2014). Other causes that are intrinsic to industrial scales, such as the use of leachates from composting to water the piles, may be the main reason for the high EC levels and the resulting phytotoxicity. This explanation may be also applied to MSW3 compost, but in this case, the complex mixture of raw materials from mixed municipal solid waste could add a factor to consider.

Organic matter (OM) of final products was in the range of values described in the literature for composts, 30-60% (Fialho et al., 2010) except for compost AW1 and OMW3 whose OM content was higher than 70%. Surprisingly none of them were phytotoxic, having GI above 80%. Other studies found a negative correlation between the amount of organic matter and the GI in materials such as sewage

sludge (Kebibeche et al., 2019). However, it seems that it is the biodegradability of organic matter nor its amount the factor that could influence the phytotoxicity. The soluble fractions of organic matter, i.e. soluble organic carbon (SOC) and reducing sugars (RS), constitute the main source of energy for the growth and activity of the microorganisms, therefore, similar to total organic matter, they decrease during composting (Zmora-Nahum et al., 2005). Both parameters were in typical values for composting, except for OMW3 compost that had the highest SOC and RS values, as it was also for OM content, with none relation with GI values.

The content of any of the inorganic forms of nitrogen in the compost is of great importance to determine its quality (Cesaro et al., 2019). In the compost analyzed, the amount of ammonia nitrogen ( $\text{NH}_4^+$ ) was relatively low in comparison to nitric nitrogen ( $\text{NO}_3^-$ ) which is related to the stabilization of organic matter. According to Bernal et al. (1998) high  $\text{N-NH}_4^+$  or  $\text{N-NH}_4^+ / \text{N-NO}_3^-$  ratio higher than 0.16 lead to phytotoxic effects. However, in this study, this effect was not noticed since compost with these characteristics were not phytotoxic.

Phytotoxicity is related to the high concentration of phenolic compounds (Pinho et al., 2017). This fraction reached the highest values ( $> 0.03\%$ ) in compost from Vegetal Residue VR3 and Sewage Sludge SS1. In the first case, phenolic compounds could contribute to the phytotoxicity of material (GI 46.4%) but that was not the case for SS1 compost that was not phytotoxic (GI 91%). It should be noted that the compost produced from OMW, a residue containing a high phenolic load (Dermeche et al., 2013), had the lowest phenolic compounds concentration because of their depletion during the composting process.

The degree of maturity of compost is one of the most important factors affecting its successful application for agricultural purposes (Said-Pullicino et al., 2007). The composting process involves the formation of fulvic acids (FA) as an intermediate step in the formation of humic acids (HA). The presence of humic fractions favors high GI values that relate to decreased phytotoxicity (Xi et al., 2016). In addition, they positively affect both the microbiota and the physico-chemical parameters of the soil (Suárez-Estrella et al., 2008). Because maturation implies the formation of humic substances, the degree of OM humification (HA/FA) is generally accepted as a criterion of maturity, immature composts have values less than 1, and greater than 1 or 3 for mature composts (Azim et al., 2018). The analyses carried out on the 15 composts of this study revealed that the HA/FA ratio was in the range of 0.58 to 1.78. All compost from OMW had AH/AF ratio higher than 1 but one of them was phytotoxic. On the contrary, all AW compost had AH/AF lower than 1 but none were phytotoxic. In addition, this relationship was neither found for the most phytotoxic compost, i.e. MSW and VR. This result may have two main outcomes, i) industrial facilities should ensure time spent in the process is sufficient to generate mature products; ii) the relationship between maturity indexes such as AH/AF ratio and phytotoxicity should be revisited.

**Table 2.** Properties of final compost from industrial composting facilities <sup>a</sup>

Compost <sup>b</sup>	pH	EC (mS cm <sup>-1</sup> )	OM (%)	RS (%)	PC (%)	SOC (%)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (%)	HA/FA	GI (%)
VR1	9.18 i	8.48 e	48.43 de	0.12 de	0.021 d	0.68 gh	0.05 cd	0.16 cd	0.54 a	45.79 bc
VR2	8.08 f	17.36 g	63.30 i	0.21 g	0.008 bc	0.48 f	0.14 g	0.34 g	1.40 def	2.66 a
VR3	9.68 k	9.97 f	39.64 c	0.09 bcd	0.028 e	0.38 ef	0.08 ef	0.30 fg	0.98 abcd	46.43 bc
MSW1	8.66 h	4.97 c	53.91 g	0.11 d	0.017 d	0.61 g	0.04 c	0.20 de	1.78 f	32.73 b
MSW2	7.50 d	5.58 c	38.05 c	0.22 gh	0.018 d	0.38 e	0.06 de	0.28 f	1.17 bcd	45.31 bc
MSW3	6.00 a	10.29 f	63.65 i	0.26 h	0.007 abc	1.78 j	0.04 c	0.05 a	0.96 abcd	0.00 a
SS1	7.72 e	4.67 bc	47.19 d	0.07 abc	0.033 f	0.27 d	0.08 f	0.08 ab	1.32 cde	91.08 de
SS2	8.26 g	2.72 a	26.09 a	0.06 ab	0.005 ab	0.16 bc	0.05 cd	0.10 ab	1.76 ef	99.80 ef
SS3	8.52 h	5.52 c	50.18 ef	0.22 g	0.010 c	0.23 cd	0.07 ef	0.08 ab	1.13 bcd	52.68 c
AW1	6.64 b	7.24 d	74.07 j	0.10 cd	0.005 ab	0.01 a	0.01 a	0.25 ef	0.87 abc	115.64 g
AW2	7.83 e	5.10 c	49.10 de	0.04 a	0.008 bc	0.10 ab	0.04 bc	0.29 fg	0.52 a	112.89 fg
AW3	8.67 h	2.72 a	52.10 fg	0.10 cd	0.004 ab	0.14 bc	0.08 f	0.12 bc	0.74 ab	77.46 d
OMW1	7.23 c	4.57 bc	32.30 b	0.16 ef	0.003 a	0.33 de	0.01 a	0.12 bc	1.40 def	106.54 fg
OMW2	9.46 j	3.55 ab	60.23 h	0.19 fg	0.005 ab	0.73 h	0.03 ab	0.26 f	2.84 g	55.01 c
OMW3	8.62 h	2.44 a	82.07 k	0.61 i	0.003 a	1.28 i	0.01 a	0.08 ab	1.31 cde	81.66 d

<sup>a</sup> Data are mean values (n=3), those with the same letter in the same column are not significantly different from each other (LSD, p<0.05).

Abbreviations: EC: electrical conductivity; OM: organic matter; RS: reducing sugars; PC: Phenolic compounds; SOC: soluble organic carbon; HA/FA: humic acids/Fulvic acids ratio; GI: germination index. All data are on a dry weight basis.

<sup>b</sup> Compost code as in Table 1: vegetal residues (VR), municipal solid waste (MSW), sewage sludge (SS), agricultural waste (AW) olive oil mill waste (OMW).

### 3.2.2 Heavy metal levels

The content of heavy metals of compost is a limiting factor necessary to analyze for its safe application as an organic amendment in soil (Alvarenga et al., 2015). Table 3 shows the content of heavy metals of the composts from the different composting facilities, the limit values from Spanish legislation Royal Decree 506/2013 (BOE, 2013) and the corresponding classification based on these limits (Class A for high quality, Class B for medium and Class C for low quality). All heavy metals considered in the current regulation except mercury were analyzed. In addition, arsenic was also included in the study due to its growing importance as an emerging pollutant (Attanayake et al., 2015). Compost from sewage sludge and municipal solid waste have usually high heavy metals content (Alvarenga et al., 2015) while those produced from vegetal residues are considered optimal in terms of their potential heavy metals levels (Farrell et al., 2010). This was also detected in this study. The composts with the lowest content of heavy metals were those from OMW, VR, and AW. Only the copper content, slightly higher than the limit, prevented some compost from being Class A. On the contrary, all the composts from sewage sludge fit class B because of its copper and zinc content. Similar results were obtained by Alvarenga et al. (2015) for sewage sludge compost. The highest levels of heavy metals were found in compost from MSW. In two of the three compost (MSW1 and MSW3), the levels of some heavy metals were higher than the limit established for lower quality compost (Class C). The high values of these elements could be among the causes of the high phytotoxic level of MSW compost, as it has been also found in composting of sewage sludge and swine manure (Miaomiao et al., 2009). The compost of MSW1 contained 526.31 mg kg<sup>-1</sup> of zinc, the highest value obtained. Even more relevant was the case of MSW3 final product whose levels of copper (1,052.11 mg kg<sup>-1</sup>) and lead (3,021.58 mg kg<sup>-1</sup>) prevent it to be used as an organic amendment. In fact, MSW final products analyzed are currently disposed of by landfilling. In these facilities, the biostabilization of mixed municipal waste through mechanical-biological treatment is pursued before landfilling so the product cannot be considered compost. Finally, arsenic reached the highest levels in compost from sewage sludge SS2 (18 mg kg<sup>-1</sup>) but it was quite low in other compost. This element has been found in MSW compost at levels of 7.6 mg kg<sup>-1</sup> (Montejo et al. 2015), also in industrial sludge from a treatment plant which cleans groundwater contaminated by arsenic (Maňáková et al., 2014) and compost from arsenic-rich hyperaccumulator *Pteris vittata* (Cao et al., 2010). Owing to the absence of threshold values for arsenic in Royal Decree 506/2013 (BOE, 2013), the results obtained can be compared to other international standards for compost quality such as those from United States Environmental Protection Agency that limits arsenic to 41 mg kg<sup>-1</sup> (U.S. EPA, 2000), higher than the values obtained in the sample.

**Table 3.** Heavy metal content of final compost from industrial composting facilities and the limit values from legislation.

Compost <sup>b</sup> /Limit <sup>c</sup>	Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	As (mg kg <sup>-1</sup> )	Ni (mg kg <sup>-1</sup> )	Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	Compost Class <sup>c</sup>
VR1	3.51 b	91.87 bcd	0.25 ab	5.10 de	2.27 b	125.22 e	9.66 ab	B
VR2	1.18 a	53.78 ab	0.13 ab	1.09 a	1.61 ab	47.61 bc	3.30 ab	A
VR3	5.75 c	109.76 def	0.43 bcd	2.88 c	1.24 a	117.58 e	5.25 ab	B
MSW1	18.31 e	104.35 def	3.99 f	5.80 e	11.29 f	526.31 k	92.51 e	-
MSW2	28.40 h	135.87 f	0.90 e	2.39 bc	12.67 g	287.46 g	69.19 de	B
MSW3	13.51 d	1052.11 g	4.33 f	2.73 c	10.08 e	207.51 f	3021.58 f	-
SS1	26.50 g	118.80 def	0.65 de	4.71 d	20.44 i	382.55 j	62.54 cde	B
SS2	43.03 i	114.93 def	0.44 bcd	18.31 f	15.77 h	363.48 i	33.89 bc	B
SS3	80.06 j	134.89 ef	0.76 de	3.28 c	23.76 j	338.81 h	50.64 cd	B
AW1	24.77 f	30.84 a	0.06 a	0.99 a	12.59 g	56.56 c	6.16 ab	A
AW2	7.13 c	140.48 f	0.28 abc	5.74 de	3.35 c	48.58 bc	31.02 abc	B
AW3	18.65 e	96.44 cde	0.61 cde	1.45 ab	9.76 e	101.13 d	14.35 ab	B
OMW1	44.20 i	36.20 a	0.13 ab	1.63 ab	15.10 h	23.01 a	4.32 ab	A
OMW2	18.62 e	63.89 abc	0.11 ab	0.74 a	15.04 h	41.93 b	3.89 ab	A
OMW3	6.28 c	31.76 a	0.04 a	0.66 a	4.32 d	15.11 a	0.92 a	A
Limit (Class A)	70	70	0.7	-	25	200	45	
Limit (Class B)	250	300	2	-	90	500	150	
Limit (Class C)	300	400	3	-	100	1,000	200	

<sup>a</sup>Data are mean values (n=3), those with the same letter in the same column are not significantly different from each other (LSD, p<0.05). All data are on a dry weight basis. <sup>b</sup>Compost code as in Table 1: vegetal residues (VR), municipal solid waste (MSW), sewage sludge (SS), agricultural waste (AW) olive oil mill waste (OMW).

<sup>c</sup>Heavy metal limit and compost classification according to Spanish Regulation for organic fertilisers (Real Decreto 506/2013)

### 3.3. Correlations and discriminant analysis

A correlation analysis was carried out between physico-chemical parameters and GI values of compost (Table 4). The parameter with the highest significant correlation with GI was SOC ( $R^2 = -0.68$ ). Cui et al. (2017) suggested a relationship between the amount of soluble fresh matter and the presence of phytotoxic compounds in compost. The other parameters evaluated did not significantly correlate with GI even though the correlation for some of them is well described in the bibliography (Barral and Paradelo, 2011). According to this, the chemical properties of compost were hardly correlated with maturity parameter used (GI). In all likelihood, the reason for this lies in the high heterogeneity of the compost samples analyzed in the study. However, the discriminant analysis separated the composts into well-differentiated groups on the basis of the raw materials. DA was applied to all parameters determined in this study except heavy metals and AH/AF ratio that were excluded in the stepwise DA because their tolerance level was below the established minimum ( $p < 0.05$ ). The DA grouped samples according to the raw materials (Fig. 2). Two discriminant functions were obtained that explained 87.66% of the variation. The first discriminant function accounts for 64.44% of the variation and separated the samples into three groups (AW, VR, and the other compost), mainly based on GI, pH and EC values. In VR compost, the presence of compounds that caused high pH and conductivity values was the main cause of phytotoxicity. The opposite case is represented by AW compost whose higher GI values may be due to its lower pH and EC and reflect that the industrial composting process significantly reduced the presence of phytotoxic compounds such as ammoniacal compounds among other. The second function, which explains an additional 23.22% of the variation, separated MSW compost from AW, SS, and VR compost, with OMW at a middle point between both groups. In this case, samples are also separated mainly by pH, EC and GI values, and additionally by OM content. MSW differentiated from the other compost because of their low GI values and high OM content which may indicate that compost is not finished and whose values together with pH and EC are far from the SS, AW and RV compost. In the case of OMW compost, the disparity of GI results was notable, likely due to the presence of basic compounds that cause the mild phytotoxicity detected in OMW2, but not in the rest of OMW facilities. This may have been the reason for the intermediate positioning of these samples along function 2. These results confirm the differentiation between the final compost according to the starting materials used in industrial processes. In summary, despite the high dispersion of data obtained from the different facilities, it was possible to find a common pattern for compost produced from similar raw materials. VR and MSW compost had phytotoxic effect mainly because of high pH and EC and incomplete organic

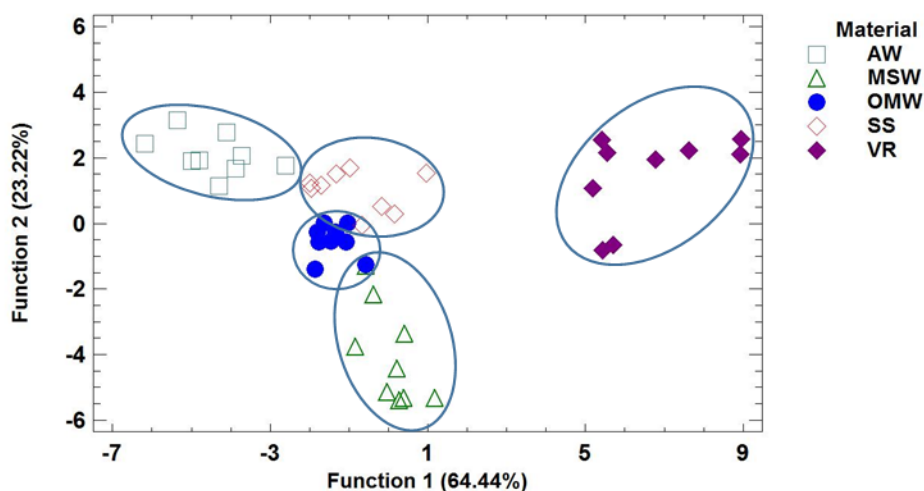
matter stabilization. On the other hand, it is worth noting the remarkable differentiation that was registered in the compost from agri-food waste (AW), which, as indicated above, had the highest GI values. These results suggest that it is essential to consider the intrinsic characteristics of each raw material to be composted since they are decisive to achieve a stable and non-phytotoxic compost. In addition, the operating conditions of the process would also have a high impact on the final material.

**Table 4.** Spearman correlation matrix between germination index (GI) and physical-chemical parameters of finished compost (n=15)

	pH	EC	OM	RS	PC	SOC	NH4	NO3	GI
AH/AF	0.09	-0.36	-0.04	0.21	-0.15	0.3	-0.14	-0.05	-0.1
pH		-0.18	-0.03	-0.05	0.18	0.24	0.23	0.19	-0.23
EC			0.12	0.12	0.49	0.16	0.32	0.33	-0.52
OM				0.45	-0.29	0.35	-0.25	-0.09	-0.22
RS					-0.24	0.67	-0.09	-0.22	-0.54
PC						0.03	0.57	0.2	-0.4
SOC							-0.13	-0.16	-0.68
NH4								0.14	-0.44
NO3									-0.04

Abbreviations: EC: electrical conductivity; OM: organic matter; RS: reducing sugars; PC: Phenolic compounds; SOC: soluble organic carbon; HA/FA: humic acids/Fulvic acids ratio; GI: germination index.

Blue colour represent positive correlation and red color negative correlation.



**Figure 2.** Discriminant analysis loading plot of physico-chemical and GI data for final products from vegetal residues (VR), municipal solid waste (MSW), sewage sludge (SS), agricultural waste (AW) and olive oil mill waste (OMW).

### Conclusions

Industrial composting faces many obstacles that limit the quality of final products. Despite the high dispersion of characteristics of compost obtained from industrial facilities, this study confirms the effectiveness of the Germination index (GI) for monitoring composting performance at industrial scale and verify final product safety. The integration of other control parameters should be also considered to provide reliable information on compost quality for its safe use on soil. The phytotoxicity of OMW, SS, and AW was eliminated in industrial facilities at the cooling phase or the end of composting. In the facilities processing MSW and VR, the material never lost phytotoxicity. This was due to the high electrical conductivity and pH for RV compost and the heavy metal content for the MSW compost. All compost, except MSW, fulfill requirements of the legislation for heavy metal content.

### Acknowledgements

This work was financially supported by the Spanish Ministerio de Economía y Competitividad through the project AGL2015-64512-R.

### References

- Albuquerque, J.A., González, J., García, D., Cegarra, J., 2006. Measuring detoxification and maturity in compost made from “alpeorujo”, the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere* 64, 470-477. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.10.055.
- Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., Morais, M.C., Cunha-Queda, C., 2015. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits *versus* limiting factors. *Waste Manage.* 40, 44-52. doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.027.
- Attanayake, C.P., Hettiarachchi, G.M., Martin, S., Pierzynski, G.M., 2015. Potential bioavailability of lead, arsenic, and polycyclic aromatic hydrocarbons in compost-amended urban soils. *J. Environ. Qual.* 44, 930-944. doi.org/10.2134/jeq2014.09.0400.
- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., Alami, I.T., 2018. Composting parameters and compost quality: a literature review. *Org. Agr.* 8, 141-158. doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z.
- Aznar-Sánchez, J.A., Galdeano-Gómez, E., Pérez-Mesa, J.C., 2011. Intensive horticulture in Almería (Spain): A counterpoint to current European rural



- policy strategies. *J. Agrar. Change* 11, 241-261. doi.org/10.1111/j.1471-0366.2011.00301. x.
- Barral, M.T., Paradelo, R., 2011. A review on the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. *Dyn. Soil, Dyn. Plant* 5, 36-44.
- Barrena, R., Font, X., Gabarrell, X., Sánchez, A., 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Manage.* 34, 1109-1116. doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.008.
- Bernal, M.P., Navarro, A.F., Sanchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biol. Biochem.* 30, 305-313. doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00129-6.
- BOE, 2013. Royal Decree 506/2013 of 28 June on fertiliser products. *Boletín Oficial del Estado* 10 julio 2013, 164 (2013), pp. 51118-51207. Ministerio de la Presidencia (in Spanish). [www.boe.es/boe/dias/2013/07/10/pdfs/BOE-A-2013-7540.pdf](http://www.boe.es/boe/dias/2013/07/10/pdfs/BOE-A-2013-7540.pdf)
- Cao, X., Ma, L., Shiralipour, A., Harris, W., 2010. Biomass reduction and arsenic transformation during composting of arsenic-rich hyperaccumulator *Pteris vittata* L. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 17, 586-594. doi.org/10.1007/s11356-009-0204-7.
- Cayuela, M.L., Mondini, C., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., 2008. Chemical properties and hydrolytic enzyme activities for the characterisation of two-phase olive mill wastes composting. *Bioresour. Technol.* 99, 4255-4262. doi.org/10.1016/j.biortech.2007.08.057.
- Cesaro, A., Belgiorno, V., Guida, M., 2015. Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use. *Resour. Conserv. Recy.* 94, 72-79. doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.11.003
- Cesaro, A., Conte, A., Belgiorno, V., Siciliano, A., Guida, M., 2019. The evolution of compost stability and maturity during the full-scale treatment of the organic fraction of municipal solid waste. *J. Environ. Manag.* 232, 264-270. doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.121.
- Ciavatta, C., Govi, M., Vittori Antisari, L., Sequi, P., 1991. Determination of organic carbon in aqueous extracts of soils and fertilizers. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22, 795–807. doi.org/10.1080/00103629109368455.
- Cui, H.Y., Zhao, Y., Chen, Y.N., Zhang, X., Wang, X.Q., Lu, Q., Jia, L.M., Wei, Z.M., 2017. Assessment of phytotoxicity grade during composting based on EEM/PARAFAC combined with projection pursuit regression. *J. Hazard. Mater.* 326, 10–17. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.09.059.

- Dermeche, S., Nadour, M., Larroche, C., Moulti-Mati, F., Michaud, P., 2013. Olive mill wastes: Biochemical characterizations and valorization strategies. *Process Biochem.* 48, 1532-1552. doi.org/10.1016/j.procbio.2013.07.010.
- Emino, E.R., Warman, P.R., 2004. Biological assay for compost quality. *Compost Science & Utilization* 12, 342-348. doi.org/10.1080/1065657X.2004.10702203.
- Farrell, M., Perkins, W.T., Hobbs, P.J., Griffith, G.W., Jones, D.L., 2010. Migration of heavy metals in soil as influenced by compost amendments. *Environ. Pollut.* 158, 55–64. doi.org/10.1016/j.envpol.2009.08.027.
- Fialho, L.L., Silva, W.T.L.D., Milori, D.M.B.P., Simões, M.L., Martin-Neto, L., 2010. Characterization of organic matter from composting of different residues by physico-chemical and spectroscopic methods. *Bioresour. Technol.* 101, 1927-1934. doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.039.
- Gavilanes-Terán, I., Jara-Samaniego, J., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C., 2016. Windrow composting as horticultural waste management strategy. A case study in Ecuador. *Waste Manage.* 48, 127-134. doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.026.
- Goyal, S., Dhull, S.K., Kapoor, K. K., 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresour. Technol.* 96, 1584-1591. doi.org/10.1016/j.biortech.2004.12.012.
- Guo, R., Li, G.X., Jiang, T., Schuchardt, F., Chen, T.B., Zhao, Y.Q., Shen, Y.J., 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content of the stability on the stability and maturity of compost. *Bioresour. Technol.* 112, 171-178. doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.099.
- Huang, J., Yu, Z., Gao, H., Yan, X., Chang, J., Wang, C., Hu, J., Zhang, L., 2017. Chemical structures and characteristics of animal manures and composts during composting and assessment of maturity indices. *PLoS ONE* 12, e0178110. doi.org/10.1371/journal.pone.0178110.
- Takezawa, M., Mimura, A., Takahara, Y., 1992. Application of two-step composting process to rice straw compost. *Soil Sci. Plant Nutr.* 38, 43-50. doi.org/10.1080/00380768.1992.10416950.
- Kebibeche, H., Khelil, O., Kacem, M., Harche, M.K., 2019. Addition of wood sawdust during the co-composting of sewage sludge and wheat straw influences seeds germination. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 168, 423-430. doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.075.
- López-González, J.A., López, M.J., Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., Jurado, M., Moreno, J., 2013. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting.

- Bioresour. Technol. 146, 574-584.  
doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.122.
- Luo, Y., Liang, J., Zeng, G., Chen, M., Mo, D., Li, G., Zhang, D., 2018. Seed germination test for toxicity evaluation of compost: Its roles, problems and prospects. Waste Manage. 71, 109-114.  
doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.023.
- Maňáková, B., Kuta, J., Svobodová, M., Hofman, J., 2014. Effects of combined composting and vermicomposting of waste sludge on arsenic fate and bioavailability. J. Hazard. Mat. 280, 544-551.  
doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.08.024.
- Marambe, B., Ando, T., 1992. Phenolic acids as potential seed germination-inhibitors in animal-waste composts. Soil Sci. Plant Nutr. 38, 727–733.  
doi.org/10.1080/00380768.1992.10416703.
- Miaomiao, H., Wenhong, L., Xinquiang, L., Donglei, W., Guangming, T. 2009. Effect of composting process on phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead in sewage sludge and swine manure. Waste Manage. 29, 590-597. doi.org/10.1016/j.wasman.2008.07.005.
- Miller, G.L., 1959. Use of dinitrosalicylic acid reagent for the determination of reducing sugars. Anal. Chem. 31, 426–428.  
pubs.acs.org/doi/10.1021/ac60147a030.
- Montejo, C., Costa, C., Márquez, M.C., 2015. Influence of input material and operational performance on the physical and chemical properties of MSW compost. J. Environ. Manag. 162, 240-249.  
doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.059.
- Obuotor, T.M., Odeyemi, O., 2017. An evaluation of the phytotoxicity of municipal solid waste during co-composting with different animal manures. Niger. J. Biotechnol. 33, 89-96. dx.doi.org/10.4314/njb.v33i1.13
- Oviedo-Ocaña, E.R., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L.F., Hoyos, L.V., Gonzales, S., Barrera, R., Komilis, D., Sanchez, A., 2015. Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. Waste Manage. 44, 63-71. doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.034.
- Petric, I., Helic, A., Avdic, E.A., 2012. Evolution of process parameters and determination of kinetics for co-composting of organic fraction of municipal solid waste with poultry manure. Bioresour. Technol. 117, 107-116.  
doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.046.
- Pinho, I., Lopes, D., Martins, R., Quina, M., 2017. Phytotoxicity assessment of olive mill solid wastes and the influence of phenolic compounds. Chemosphere 185, 258-267.  
doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.002.

- Razza, F., D'Avino, L., L'Abate, G., Lazzeri, L. 2018. The Role of compost in bio-waste Management and Circular Economy. In: Benetto, E., Gericke, K., Guiton, M. (Eds.) *Designing Sustainable Technologies, Products and Policies*. pp. 133-143. Springer, Cham, Switzerland. doi.org/10.1007/978-3-319-66981-6\_16.
- Ros, M., Klammer, S., Knapp, B., Aichberger, K., Insam, H., 2006. Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. *Soil Use Manage.* 22, 209–218. doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00027.x.
- Said-Pullicino, D., Erriquens, F.G., Gigliotti, G., 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresour. Technol.* 98, 1822– 1831. doi.org/10.1016/j.biortech.2006.06.018.
- Selim, S.M., Zayed, M.S., Houssam, M.A., 2012. Evaluation of phytotoxicity of compost during composting process. *Nat. Sci.* 10, 69-77.
- Silva, M.E.F., de Lemos, L.T., 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 Manage.* 34, 21-27. doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.011.
- Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J., Moreno, J., 2008. Changes in carbon fractions during composting of plant wastes and the influence of a humic extract on soil microorganism growth. *Dyn. Soil, Dyn. Plant* 2, 90-95.
- US EPA, 2000. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). *Biosolids Technology Fact Sheet: Land Application of Biosolids USEOA 832-F-00-064*. USEPA, Office of Water, Washington, D.C. USA.
- Wei, Y., Liu, Y., 2005. Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. *Chemosphere* 59, 1257-1265. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.052.
- Xi, B., Zhao, X., He, X., Huang, C., Tan, W., Gao, R., Zhang, H., Li, D., 2016. Successions and diversity of humic-reducing microorganisms and their association with physical-chemical parameters during composting. *Bioresour. Technol.* 219, 204-211. doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.120.
- Young, B.J., Rizzo, P.F., Riera, N.I., Torre, V.D., López, V.A., Molina, C.D., Fernández, F.E., Crespo, D.C., Barrera, R., Komilis, D., Sánchez, A., 2016. Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive

- composting of poultry manure. *Waste Manage.* 54, 101–109. doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.001.
- Zhang, D., Luo, W., Li, Y., Wang, G., Li, G., 2018. Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions. *Bioresour. Technol.* 250, 853–859. doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.136.
- Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chena, Y., 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biol. Biochem.* 37, 2109–2116. doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.03.013.
- Zucconi, F., Monaco, A., de Bertoldi, M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle* 22, 27–29.

### Supplementary Information

**Title:** Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes

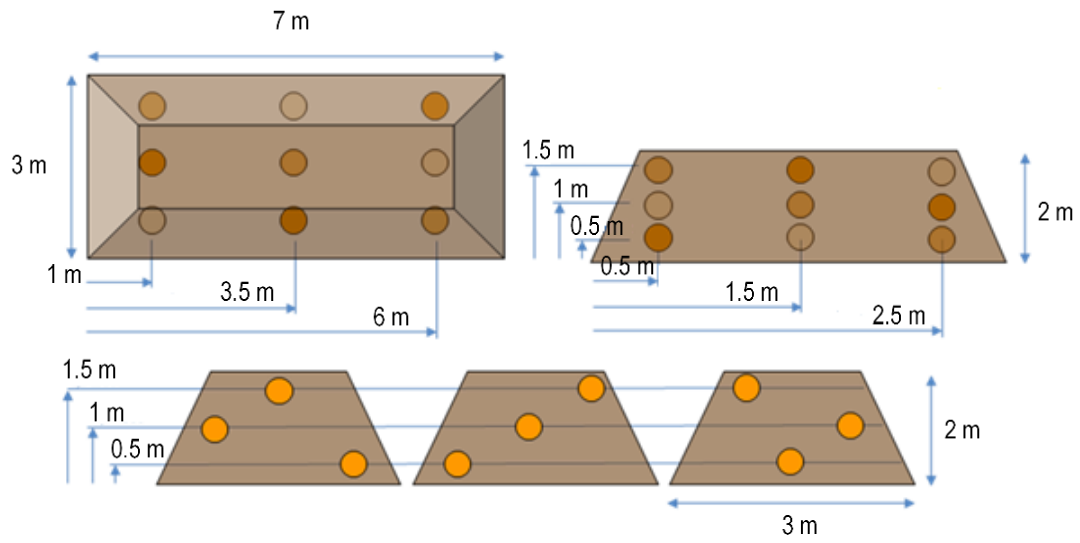
**Authors:** Ana B Siles-Castellano, María J López, Juan A López-González, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M Jurado, María J Estrella-González, Joaquín Moreno

\*Corresponding author: Tel +34 950 015 890; email: mllopez@ual.es

**Supplementary Table S1.** Evolution of phytotoxicity (germination index, GI%) during the composting phases (raw materials, RM; mesophilic phase, MES; thermophilic phase, TER; cooling phase, COO; maturation phase, MAT; and final product, FP) in industrial facilities processing agricultural waste (AW), olive oil mill waste (OMW), sewage sludge (SS), municipal solid waste (MSW), and vegetal residues (VR).

Composting facility	Composting Phase					
	RM	MES	TER	COO	MAT	FP
OMW1	45.6±9.5	71.2±4.0	66.5±5.4	96.7±3.6	98.2±6.4	106.5±1.4
OMW2	31.4±5.0	61.0±4.2	3.3±2.1	78.5±7.6	50.3±4.9	55.0±9.6
OMW3	22.4±7.4	3.8±0.4	0.9±0.7	0.0±0.0	0.0±0.0	90.9±1.8
SS1	40.4±7.2	70.5±9.3	68.5±6.5	23.6±4.2	35.1±5.9	91.1±3.3
SS2	22.4±0.6	64.5±0.9	32.7±4.2	33.8±4.2	97.0±6.1	99.8±1.6
SS3	38.3±8.4	8.6±0.2	63.1±4.0	35.4±7.2	52.8±6.5	52.7±7.0
AW1	0.0±0.0	67.1±6.3	94.1±3.2	99.9±9.4	104.8±4.8	115.6±7.6
AW2	0.0±0.0	98.0±0.0	97.5±0.6	110.4±0.5	91.8±5.5	112.9±5.8
AW3	0.0±0.0	0.0±0.0	22.2±3.0	90.2±6.6	89.8±8.6	77.5±6.3
MSW1	0.0±0.0	1.1±1.3	35.3±0.4	24.4±8.2	58.2±6.4	45.1±6.2
MSW2	0.0±0.0	9.8±2.2	20.2±1.3	46.0±0.6	66.5±18.2	36.6±1.3
MSW3	0.0±0.0	0.2±0.1	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0
VR1	7.7±6.0	25.0±2.8	1.1±1.7	20.4±3.0	34.7±2.1	45.8±9.1
VR2	0.0±0.0	1.0±1.5	39.7±0.9	31.8±4.0	44.5±5.6	2.7±2.1
VR3	3.7±1.5	5.1±1.0	0.0±0.0	48.2±8.4	54.5±9.2	46.4±8.6

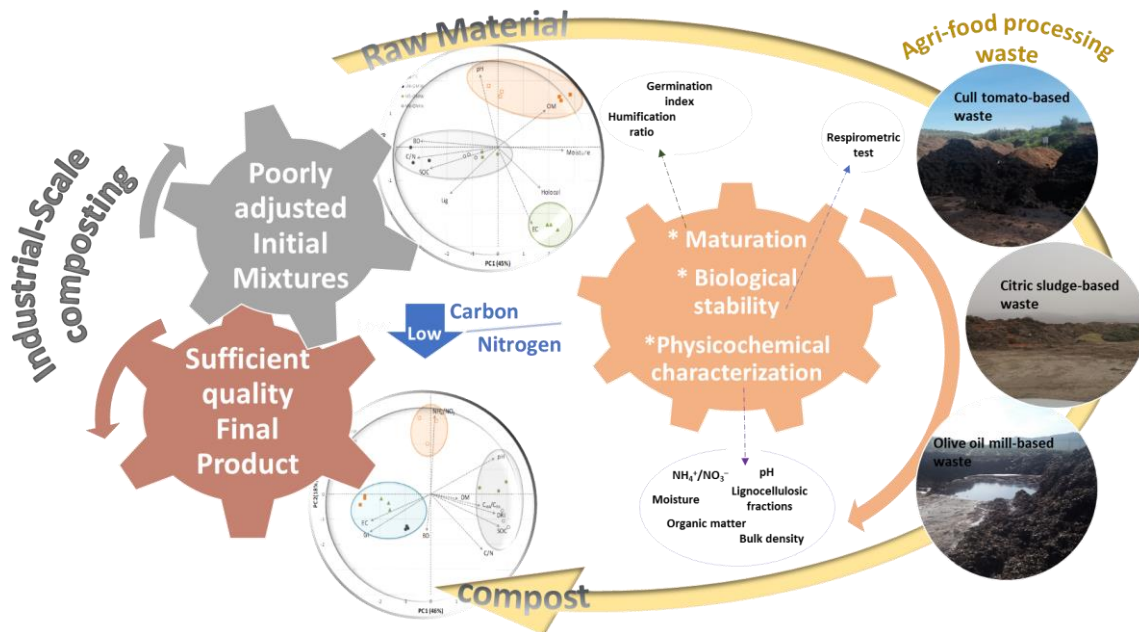
**Supplementary Figure S1.** Sample points in composting piles with standard dimensions. Samples were taken from piles with different dimensions at proportional depth, length and wide





**4.2. ARTÍCULO 2. Industrial composting of low carbon/nitrogen ratio mixtures of agri-food waste and impact on compost quality**

Graphical Abstract



## ARTÍCULO 2

### **Industrial composting of low carbon/nitrogen ratio mixtures of agri-food waste and impact on compost quality**

Siles-Castellano, A.B., López, M.J., Jurado, M.M, Suárez-Estrella, F., López-González, J.A., Estrella-González, M.J., Moreno, J.

Publicado en *Bioresource Technology*, 316 (2020), 123946.

#### **Resumen**

Los residuos agroalimentarios requieren de agentes estructurantes para ser compostados, a fin de poder ajustar las deficiencias nutricionales y fisico-químicas que poseen. La formulación teórica de las mezclas es difícil de alcanzar a escala industrial. El objetivo principal de este trabajo fue evaluar en qué medida, la composición de las mezclas de partida, a base de residuos agroalimentarios determina la calidad del compost final producido a escala industrial. Para ello, se evaluaron diferentes plantas de compostaje que procesan residuos agroalimentarios analizando las materias primas usadas y el compost generado, determinando la evolución de la estabilidad biológica y la madurez de los materiales. Las materias primas del mismo tipo de residuo compartían características, independientemente de los acondicionadores añadidos, pero sus compost generados fueron diferentes en función de la planta de tratamiento. Todos los biomateriales eran biológicamente estables en la fase de enfriamiento y suficientemente maduros al final del proceso, aunque el grado de humificación no coincidía con una ausencia completa de fitotoxicidad. Los compost producidos mantuvieron una calidad suficiente, a pesar de que las materias primas a base de residuos agroalimentarios tienen una baja relación C/N (<20) y otras características indeseables, como una alta conductividad eléctrica (13 mS cm<sup>-1</sup>) y un pH desfavorable para el compostaje. De acuerdo a nuestros resultados, las operaciones de gestión en las plantas de tratamiento durante el proceso industrial son capaces de corregir las deficiencias que portan las materias primas para el compostaje.

### **Industrial composting of low carbon/nitrogen ratio mixtures of agri-food waste and impact on compost quality**

Siles-Castellano, A.B., López\*, M.J., Macarena M Jurado, M.M., Suárez-Estrella, F., López-González, J.A., Estrella-González, M.J., Moreno, J.

Unit of Microbiology, Department of Biology and Geology, CITE II-B, Agrifood Campus of International Excellence ceiA3; CIAIMBITAL, University of Almeria, 04120 Almeria, Spain.

\*Corresponding author: Phone: 00 34 950 015 890; Fax: 00 34 950 015 476; e-mail mllopez@ual.es.

#### **Abstract**

The agri-food waste (AW) require amendments for composting to adjust nutritional and physicochemical deficiencies. The theoretical mixtures formulation is difficult to reach on an industrial scale. The main objective of this work was to evaluate to what extent the composition of AW-based mixtures determines the quality of the final compost produced at the industrial scale. Raw materials having the same AW share characteristics, irrespectively of the amendments added, but their compost were different. All the materials were biological stable at the cooling phase, and mature enough at the end, although the degree of humification did not match with the absence of phytotoxicity. The final compost had sufficient quality even though the AW-based raw materials have a low C/N ratio (<20) and other characteristics such as high electrical conductivity (13 mS·cm<sup>-1</sup>) and pH (<8.5) that are unfavorable for composting. The management operations during industrial composting correct the deficiencies of raw materials.

**Keywords:** cull tomatoes; olive mill waste; citric sludge; Dynamic respiration index; maturation; compost quality.

### Highlights

- Optimal conditions for composting are difficult to meet at industrial scale.
- Different agri-food waste produce compost of similar standards.
- Phytotoxic/phytostimulant trait did not match the degree of humification.
- Quality compost was obtained from deficient agri-food waste-based mixtures.
- Management operations during composting correct the raw materials deficiencies.

### 1. Introduction

The generation of residues in the different stages of the agri-food chain production, from farm to food processing industry and consumer, contributes to food losses, resource wastage, and causes negative environmental impact at several levels (Torres-León et al., 2018). Around 90 million tons of food waste is produced annually in the European Union (EU), most (72%) coming from household and food processing sectors (Stenmark et al., 2016). The later, hereinafter referred agri-food waste (AW), are residues of a high organic load produced during raw materials processing to foodstuff. They include materials in liquid or solid/semisolid form, such as bagasse, pomace, peels, trimmings, stems, shells, bran, seeds, and discards of production. Among them, the waste derived from olive oil extraction (Olive mill waste) and the production of fresh and processed citrus and vegetables are the most common in the Mediterranean countries and have high relevance in the EU (Fritsch et al., 2017; Muscolo et al., 2018). The seasonality of these agri-food processing sectors leads to the production of large amounts of organic waste concentrated locally in a short period, which complicates the management. Inadequate disposal causes environmental problems, including greenhouse gas (GHG) emissions, because of their high biodegradability, moisture, and microbial load (Fritsch et al., 2017)

EU policies are currently promoting bioeconomy-based initiatives to prevent the loss of potential resources and mitigate the environmental damage caused by organic waste (Fritsch et al., 2017). Composting is one of the main treatments recommended for AW, because of its economic and environmental benefits, besides its pivotal role in the circular economy philosophy. This process allows the biological stabilization of the material under aerobic conditions and leads to a product, named compost, which has properties as fertilizer and soil improver, so as the organic matter returns to the soil closing the loop (Meena et al., 2016). For composting, AW usually requires amendment with other materials because of their imbalance of nutrients and high water content (Muscolo et al., 2018). Pomace or sludges from fruit processing are mixed with C-rich materials such as wood chips, pruning, or cereal straw to increase the C/N ratio to 25-30 and reduce the moisture, while olive mill waste are added of N-rich materials such as farm slurry or manure (Du et al., 2018; Tortosa et al., 2020). There are many reports in the literature on successful composting of AW amended with different materials, being the majority performed on a lab or pilot scale (Voběrková et al., 2020), whereas studies on an industrial scale are scarce (Cesaro et al., 2015; Du et al., 2018; Siles-Castellano et al., 2020). The number of facilities dedicated to industrial composting has increased significantly throughout the European geography (Razza et al., 2018). It is estimated that around 1/3 of the compost produced in the EU is made from food waste (Cesaro et al., 2015). Most AW industrial composting facilities face saturation because of the seasonality on the waste generation. In addition, they have to deal with high heterogeneous raw materials, lack of suitable amendments, and operational constrains that make it difficult to reach theoretical optimal conditions for composting

both in the mixtures used and the management of the process (Cesaro et al., 2015). Consequently, the compost produced in large-scale processes is not always of the best quality (Silva et al., 2014). The quality of compost is mainly defined by its stability and maturity. The stability relates to the resistance of the organic matter against further microbial decomposition. Respirometric analysis (oxygen uptake by a compost sample) is one of the best techniques to measure the stability of materials during composting (Almeira et al., 2015). The maturity relates to stability because a mature compost should be stable enough. Furthermore, maturity describes the degree of completeness of composting so that the product could be used in agriculture (Bernal et al., 2017). The degree of organic matter humification besides seed germination bioassays are generally accepted as criteria of maturity (Cesaro et al., 2019) and both are important to define the endpoint of a composting process.

This study evaluates the performance of six full scale composting facilities processing different AW and the effect of initial mixtures in the quality of the final compost obtained. Representative samples collected from AW industrial composting plants were characterized to determine: i) the suitability of the raw materials to start and guarantee the development of the composting process, ii) the stability and maturity degree of the material at critical phases of the composting, iii) the quality of the final compost.

## 2. Material and Methods

### 2.1. Composting plants: raw materials and sampling

Samples were collected from six industrial composting plants located in Southern Spain (Almeria, Jaen, and Alicante) that process AW as the main input waste, namely cull tomato (CT), olive mill waste (OMW), and citric sludge (CS) from the tomato processing, olive oil extraction, and citric juice production industries, respectively. Table 1 shows the raw mixtures used to build up the composting piles and the operating conditions followed by each facility. The plants coded M1-CS and M3-CS processed citric sludge (CS), the plant M2-CT, cull or discarded tomatoes (CT), and the plants M4-OMW, M5-OMW, and M6-OMW, olive mill waste (OMW). Different amendments/bulking agents were used in each facility to reach the optimum structure and C/N around 25-30 on the basis of theoretical calculations and fixed recipe. All plants operated with open-air turned windrows. All windrows had similar dimensions 2-3 m high x 3-4 m wide and variable length. Turnings were applied with truck loaders every 7 to 15 days, according to the temperature inside the pile, up to reaching the cooling phase (end of bio-oxidative phase), when the temperature inside the pile was below 40 °C. The duration of that phase was different in each plant, from 2 to 6 months. The maturation phase lasted for 2-3 months. The composition of the mixtures for composting, as well as the operations and time of each phase were set by each facility according to their protocols. Therefore, the conditions and characteristics described are based on the information provided by technical managers of the plants.

**Table 1.** Composition of the input waste mixtures and composting conditions in the industrial plants.

Plant Code	Input waste mixture <sup>a</sup>			Operating conditions <sup>b</sup>	
	AW	Amendments (A)	Mixture ratio AW/A (units)	Time to reach cooling phase (Months)	Maturation phase duration (Months)
M1-CS	Citric Sludge	Palm tree pruning	1 / 3 (v/v)	5	3
M2-CT	Cull Tomatoes	Tomato stalks and leaves	1 / 4 (v/v)	4	2
M3-CS	Citric Sludge	Pig slurry + Palm tree pruning	3 / 1+1.5 (v/v)	2	2
M4-OMW	Olive Mill Waste	Chicken manure + straw	20 / 4+1 (w/w)	6	2
M5-OMW	Olive Mill Waste	Cow Manure + olive leaves	12 / 1+3.5 (w/w)	5	2
M6-OMW	Olive Mill Waste	Cow Manure + olive leaves	1 / 0.45 + unknown (w/w)	3	2

<sup>a</sup> Agri-food waste (AW): Citric sludge (CS) is a semi-solid residue generated from the centrifugation of citric pulp in the citric juice production industry; Cull tomatoes (CT) are fruits that are discarded in the tomato processing industry because are defective, damaged, or immature; Olive Mill Waste (OMW) is called “alpeorujo” in Spain, it is a semisolid waste from the olive oil extraction industry that comprises the solid and aqueous fraction of the olive together with some remaining oil. It is generated in the two-phase horizontal decanter that separates olive oil from olive pomace. The amendment (A) palm tree pruning was shredded before mixing

<sup>b</sup> All plants operated with open air turned windrows. Turnings applied every 7 to 15 days driven by temperature inside the pile. Cooling phase was reached when the temperature inside the pile <40 °C. All windrows dimensions around 2-3 m high x 3-4 m wide and variable length.



Samplings were performed at three different times matching with the following phases of the composting process: at the beginning of composting, raw material mixture (I); after bio-oxidative phase was ended, cooling phase (C); and at the end of the process, final product (F). The timing for C and F samplings varied among plants as indicated in Table 1. Samples (~ 500 g) taken from nine points of each windrow at three levels of depth, width, and length, were thoroughly mixed and, then, divided into three replicates for analytical. Samples were stored in vacuum bags frozen at -20 °C and thawed at room temperature for 24 h before carrying out the analyses. Fresh samples were used for the analysis of electrical conductivity (EC), pH, bulk density (BD), soluble organic carbon (SOC), germination index (GI), and Dynamic Respiration Index (DRI). For the analysis of organic matter (OM), total carbon (C) and nitrogen (N), N – NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, lignocellulose fractions (Lignin, Cellulose, and Hemicellulose) and humic-like fractions (Total Humic Extract, Humic, and Fulvic acids) the samples were air-dried at 40 °C overnight and ground to <1 mm (see Sections 2.2.1 to 2.2.3).

## 2.2. Analytical methods

### 2.2.1. Chemical and physicochemical parameters

Chemical and physicochemical parameters were analyzed in raw material (I) and final product (F). The moisture content was determined by drying at 105 °C for 24 h. All data were expressed on a dry weight basis. Electrical Conductivity (EC) and pH were measured in a 1/5 diluted sample. Bulk Density (BD) was determined using PVC cylinders of known dimensions, where the sample was placed without tightening. The sample weight was noted before, and after drying in an oven for 24 h at 60 °C. The BD value was calculated according to the expression:  $BD \text{ (g cm}^{-3}\text{)} = (\text{dry sample weight (g)})/(\text{cylinder volume (cm}^3\text{)})$ . Organic matter (OM) was determined as the weight loss of 1 g dry and ground sample, after ignition at 550 °C for 3.5 h. Total carbon (C) and nitrogen (N) were determined in solid samples by dry combustion using LecoTruSpec C-N Elemental Analyzer (LecoCo, ST Joseph MI, USA). Soluble organic carbon (SOC) was analyzed according to López-González et al. (2013) using TOC – VCSN analyzer (Shimadzu Co., Kyoto, Japan). N – NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup> were determined in filtrated solution from 1/10 (w/v) dilution of wet sample incubated for 30 min at 200 rpm using Hach 9663 probe (Hach, Loveland, USA) for N – NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, and Nitrachek 404 probe (KPG Products Ltd., Hove, United Kingdom) for N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Cellulose (CEL), Hemicellulose (HC), and Lignin (LIG) fractions were

determined using the fiber analyzer Ankom (Ankom Tech., Macedon, NY, USA), according to the method established by the manufacturer.

### *2.2.2. Respirometric test*

The biological stability of samples was evaluated using the Dynamic respiration index (DRI) following the methodology proposed by Adani et al. (2006) and using the respirometer described on Ponsá et al. (2010). Briefly, a 500 mL reactor with 100 g sample at 60% moisture was placed in a water bath at 37 °C. Airflow in the reactor was adjusted through an airflow controller. Inlet air passed through a humidifier at the same temperature of the reactor to avoid water losses and moisture changes. Exhaust air from the reactor was measured by an oxygen sensor (Alphasense Ltd., Essex, UK). Airflow meters and oxygen sensors were connected to a data acquisition system to continuously record values. DRI was calculated from the average value of oxygen consumed during the most active 24 h of biological activity and expressed as g of oxygen consumed per kg of organic matter (OM) and per hour ( $\text{g O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ OM h}^{-1}$ ) (Barrena et al., 2014).

### *2.2.3. Humification parameters*

The humic-like fractions were analyzed according to Ciavatta et al. (1991) with slight modifications. For this purpose, 2.0 g of sample were added of 100 mL of pyrophosphate alkaline solution (0.1 M NaOH and 0.1 M  $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \times 10 \text{ H}_2\text{O}$ , pH 13), and shaken in a thermostatic water bath at 120 rpm for 48 h and 65 °C. After extraction, samples were filtered through a 0.8  $\mu\text{m}$  cellulose acetate membrane (Sartorius Group, Göttingen, Germany), getting the Total Humic-like Extract (THE). This solution (THE) was further fractionated into Humic-like Acids (HA) and Fulvic-like Acids (FA). HA fraction was obtained by acidifying 25 mL of THE up to pH 1.5 using 9 M  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . The precipitated HA was obtained by centrifugation at 5,000 rpm for 20 min, and then it was dissolved in 25 mL 0.1M  $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \times 10 \text{ H}_2\text{O}$ . The supernatant obtained in the previous step was retained through a 5  $\text{cm}^3$  polyvinylpyrrolidone (PVP) packed column pre-equilibrated with 0.005 M  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , and eluted after adding 25 mL 0.5 N NaOH. The flow-through was collected as the FA fraction. The carbon content of the fractions containing the Humic-like Acids (HA) and the Fulvic-like Acids (FA) ( $C_{\text{HA}}$ ,  $C_{\text{FA}}$ ) was measured using TOC – VCSN analyzer (Shimadzu Co., Kyoto, Japan) and expressed as a C percentage of sample dry weight. The humification ratio  $C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}}$  was calculated as a maturity index.

### 2.2.4. Phytotoxicity test

The potential phytotoxicity of each sample was evaluated using Germination Index (GI), according to Zucconi et al. (1981) slightly modified. An aqueous extract, from a 65% moisture sample diluted with distilled water (1/10), was obtained after centrifugation at 10,000 rpm for 10 min and filtration (0.45 µm). The extract (4 mL) was added to filter paper deposited on a 12 x 12 cm sterile square plate and 25 seeds of *Lepidium sativum* were placed on the filter paper. Four plates were used for each tested sample, giving a total set of 100 seeds per sample. The same seeds set with distilled water added to the filter were used as control. The plates were incubated at 25 °C for 48 h in darkness. The number of germinated seeds and the root length of each seed were determined. The Germination Index (GI) was calculated using the following expression:  $GI (\%) = (Ls \times \%Gs) / (Lc \times \%Gc) \times 100$

Where: Ls: Length of roots (mm) in seeds treated with compost extract sample; Gs: Number of seeds treated with compost extract sample that germinated; Lc: Length of roots (mm) in seeds treated with water (control); Gc: Number of seeds treated with water (control) that germinated.

### 2.3. Data analysis

All measurements were conducted at least in triplicate, and data are presented as the mean. Normality testing of the datasets was performed using the Shapiro-Wilk test and, when required, transformations were applied to ensure the assumption of parametricity, which was validated using the Levene test. For representation, the data were back-transformed into the original values. A significance level of  $p < 0.05$  was used for all statistical analyses. The comparison of mean values for the six composting plants or sampling time was performed through Analysis of variance (ANOVA) and post hoc Least Significant Difference Fisher (LSD) multiple comparison test. Multivariate analysis was conducted to identify similarities–dissimilarities among samples with a Cluster Analysis (CA), and to quantify the significance of variables that explain the groupings from different composting plants through a Principal Component Analysis (PCA). The evolution of stability (DRI) and maturity (GI and  $C_{HA}/C_{FA}$ ) of the material during composting were represented using box and whiskers plots, which represents median, lower (Q1) and upper (Q3) quartiles of the data, as well as the minimum, maximum, and outliers values of the parameter. All data analyses were performed using Statgraphics Centurion 18 (StatPoint Technologies Inc., Virginia, USA).

### 3. Results and Discussion

#### 3.1. Characterization of mixtures for composting.

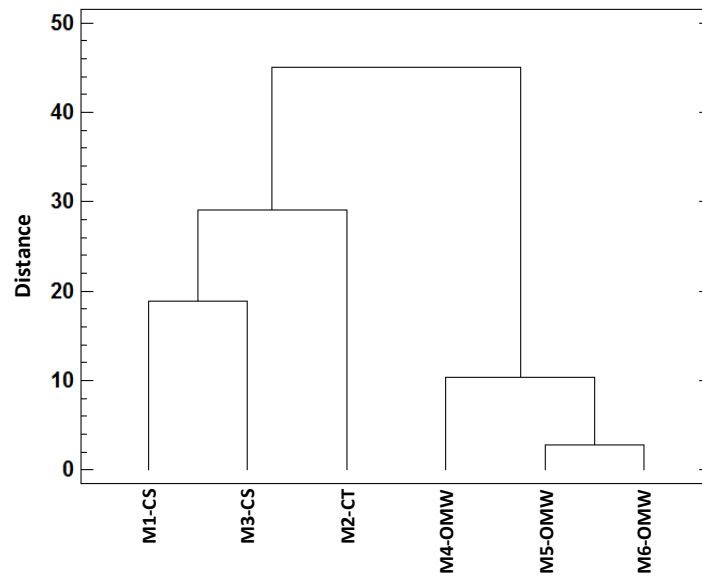
The composition of raw materials determines its potential compostability and allows predicting whether sufficient quality standards in the final product will be achieved if an adequate operation is applied. Table 2 shows the main chemical and physicochemical characteristics that define the quality for composting of the initial mixtures used in the studied facilities. The moisture was very variable among samples, only two of them (M3-CS and M5-OMW) fell in the optimum range for composting (50-65%) while in the others it was too high, >75% (M1-CS and M2-CT) or too low, <50% (M4-OMW) or <30% (M6-OMW). Moisture is a critical parameter for the success of composting, low values (<50%) may completely preclude the start of the process while high ones (>65%) cause anaerobic conditions which also compromise it (Xu et al., 2020). The optimal moisture content in the composting process contributes to a better degradation of organic matter and to the maintenance of temperature for a longer period, favoring microbial activity (Silva et al., 2014). Nevertheless, the moisture can be easily adjusted by watering or simply letting the material to dry during turnings so the composting can proceed. Most raw materials had pH close to neutral values, which are considered optimal for composting (López-González et al., 2013), only two mixtures were acidic, i.e. M2-CT (4.8) and M5-OMW (5.5). pH values below 6, especially in combination with the increasing temperatures at the start of the composting (first mesophilic phase), are a possible adverse factor in large-scale AW-based composting, negatively influencing the transition to the thermophilic phase and, therefore, the development of the entire process (Sundberg et al., 2004). The electrical conductivity (EC) was, in general, close to the value considered adequate for raw materials (around 4 mS·cm<sup>-1</sup>) (Jara-Samaniego et al., 2017). However, the mixture made with cull tomatoes (M2-CT) had a high EC (13 mS·cm<sup>-1</sup>) which may be explained by EC values of the tomato plant residues used as amendment, even though such high salt content materials have been successfully composted earlier (López-Gonzalez et al., 2013). Bulk Density (BD) is considered an important parameter for composting in the initial mixtures since it influences the gases interchange and heat transfer through materials, which are required for the activity of the microorganisms. BD values around or below 0.2-0.35 g·cm<sup>-3</sup> are adequate for composting (Jara-Samaniego et al., 2017; Chang et al., 2019). Most raw materials used in the AW plants had BD close or lower to that range because the amendments or bulking agents lowered the typical high BD of slurry materials such as CS and OMW. The organic matter (OM) content ranged from 87% to 49%, which were adequate for composting (Bernal et al., 2017) although slightly low in the mixture M4-OMW. The C/N ratio

for raw materials in the range of 25-30 is assumed as an optimum environment for microorganisms in composting and it is one of the key parameters considered in the formulation of the initial material (Bernal et al., 2017; Xu et al., 2020). The composting facilities of this study tested the C and N content of the AW, and chose the appropriate amendments to adjust the C/N ratio, based on its composition, costs, proximity, and availability. This is important since C serves as a source of energy and N is used for building cell structures (Iqbal et al., 2015). However, while the mixtures were theoretically formulated to have a C/N ratio around 20-30, the analysis revealed that all the samples registered values below that range. The lowest (C/N < 17) corresponded to CS and CT-based mixtures (M1-CS, M3-CS, and M2-CT) while the highest (C/N=18-21) to mixtures made with olive mill waste (M4-OMW, M5-OMW y M6-OMW). Soluble organic carbon (SOC) represents the easily assimilable fraction and, therefore, the main carbon source directly available for the microorganisms (Bernal et al., 2017). The mixtures made with OMW had higher SOC values (1.5-2%) than those of CS or CT (SOC < 0.2%). Accordingly, it is expected that the process would start earlier in the OMW mixtures (Jurado et al., 2014). However, high SOC content by itself does not guarantee a prompt increase of temperature because of the microbial activity, the specific composition of that fraction also determines that fact. Thus, OMW is rich in hydrosoluble phenols that can be a part of SOC but because of its antimicrobial activity, they can delay the start of the composting instead. The lignocellulose content of the initial mixtures is mainly provided by the vegetal amendments added to the AW. In this fraction, the lignin is critical because of its high resistance to biodegradation influences the rate of degradation of organic matter during composting (Toumela et al., 2000). In general, the higher the lignin content, the less the degradability of the material, and the longer the composting process (López-Gonzalez et al., 2013). According to this, the mixtures made with CS (M1-CS and M3-CS), both with palm tree pruning as amendment, had the lowest lignin content (<9.5%) and are expected to biotransform faster than the CT and OMW mixtures that had lignin contents higher than 10%. The prolonged composting time for these two materials has been demonstrated earlier (López-González et al., 2013; Albuquerque et al., 2009). The cluster analysis allowed grouping the initial mixtures according to the previously discussed parameters. The dendrogram classified the materials mainly by the AW of the mixture (Fig. 1). It had two main clusters, one included OMW-based mixtures and the other the two CS mixtures, that grouped together, and CT. The most similar OMW mixtures were M5-OMW and M6-OMW, which on the other hand had similar components in the mixture (see Table 1).

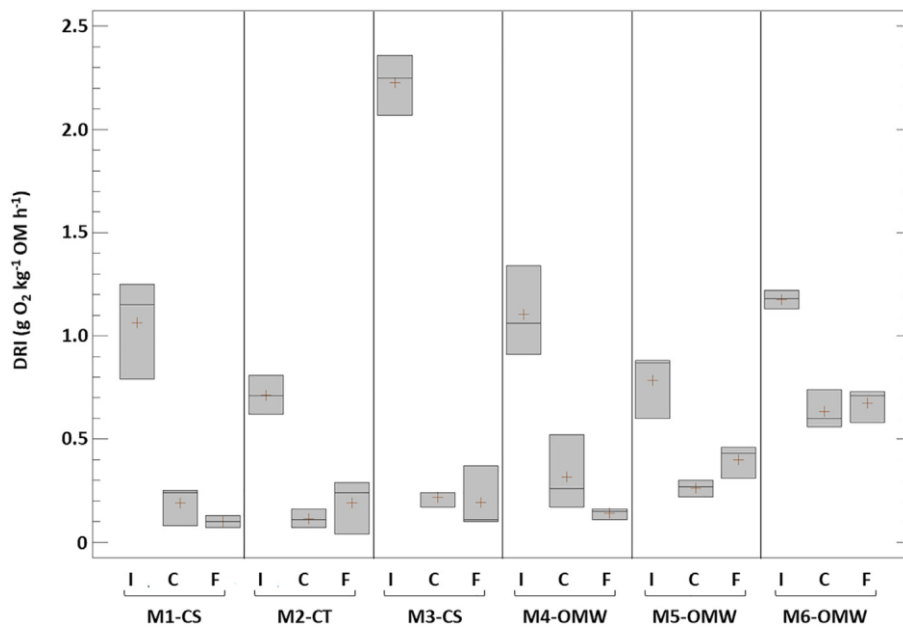
**Table 2.** Chemical and physicochemical parameters of the initial mixtures in the AW composting plants.

Composting Plant	Moisture (%)	pH	EC (mS cm <sup>-1</sup> )	BD (g cm <sup>-3</sup> )	OM (%)	C (%)	N (%)	C/N	SOC (%)	Holocel (%)	Lig (%)
M1-CS	79.05 <sup>d</sup>	7.52 <sup>d</sup>	3.76 <sup>a</sup>	0.07 <sup>a</sup>	88.6 <sup>d</sup>	41.2 <sup>c</sup>	4.50 <sup>e</sup>	9.18 <sup>a</sup>	0.09 <sup>a</sup>	36.3 <sup>d</sup>	9.58 <sup>b</sup>
M2-CT	83.15 <sup>d</sup>	4.79 <sup>a</sup>	13.00 <sup>c</sup>	0.09 <sup>a</sup>	60.1 <sup>b</sup>	32.8 <sup>a</sup>	2.62 <sup>d</sup>	12.60 <sup>b</sup>	0.21 <sup>a</sup>	35.6 <sup>cd</sup>	10.90 <sup>c</sup>
M3-CS	65.59 <sup>c</sup>	6.67 <sup>c</sup>	2.82 <sup>a</sup>	0.21 <sup>b</sup>	62.5 <sup>b</sup>	35.5 <sup>b</sup>	2.13 <sup>c</sup>	16.70 <sup>c</sup>	0.14 <sup>a</sup>	26.0 <sup>a</sup>	8.02 <sup>a</sup>
M4-OMW	47.86 <sup>b</sup>	7.04 <sup>c</sup>	3.47 <sup>a</sup>	0.37 <sup>c</sup>	48.8 <sup>a</sup>	32.6 <sup>a</sup>	1.52 <sup>a</sup>	21.40 <sup>e</sup>	1.73 <sup>c</sup>	30.5 <sup>b</sup>	13.80 <sup>d</sup>
M5-OMW	62.48 <sup>c</sup>	5.52 <sup>b</sup>	3.05 <sup>a</sup>	0.18 <sup>b</sup>	74.8 <sup>c</sup>	36.1 <sup>b</sup>	1.90 <sup>b</sup>	19.00 <sup>d</sup>	1.55 <sup>b</sup>	33.5 <sup>c</sup>	10.80 <sup>dc</sup>
M6-OMW	26.53 <sup>a</sup>	6.63 <sup>c</sup>	7.20 <sup>b</sup>	0.20 <sup>b</sup>	74.8 <sup>c</sup>	42.8 <sup>d</sup>	2.32 <sup>c</sup>	18.40 <sup>d</sup>	2.02 <sup>d</sup>	34.3 <sup>cd</sup>	10.50 <sup>bc</sup>
	***	**	**	**	**	**	**	***	***	*	*
LSD	7.61	0.44	1.06	0.10	6.0	1.3	0.20	1.62	0.152	2.35	1.24

Abbreviations: EC: electrical conductivity; BD: bulk density; OM: organic matter; C: total carbon; N: total nitrogen; C/N: carbon-nitrogen ratio; SOC: soluble organic carbon; Holocel: cellulose+ hemicellulose; Lig: lignin. Data are mean values (n=3). Values within columns with different superscript letters denote a statistically significant difference based on Fisher's LSD paired post hoc comparisons at 95% confidence level. LSD (Least Significant Difference) interval and significance of ANOVA test \*\*\*p<0.001, \*\*p<0.01, \*p<0.05 are shown. Composting plant code as in Table 1: Citric sludge (M1-CS, M3-CS); Cull tomatoes (M2-CT); Olive mill waste (M4-OMW, M5-OMW, M6-OMW).



**Figure 1.** Cluster analysis dendrogram of the initial mixtures used in the six composting plants evaluated according to their chemical and physicochemical composition (variables used for the analysis included in Table 2). Code of samples as in Tble 1, mixtures identified by the main component CS citric sludge; CT cull tomato, OMW olive mill waste. Ward’s method and the Euclidean distance were used as measures of homogeneity between groups of mixtures.



**Figure 2.** Evolution of stability through Dynamic Respiration Index (DRI) in the material of the six composting plants: box and whisker plot showing DRI values at three composting phases Initial (I), Cooling (C) and Final product (F). Code of samples as in Table 1, composting plants identified by the main component of the raw mixture: CS - citric sludge; CT - cull tomato, OMW - olive mill waste.

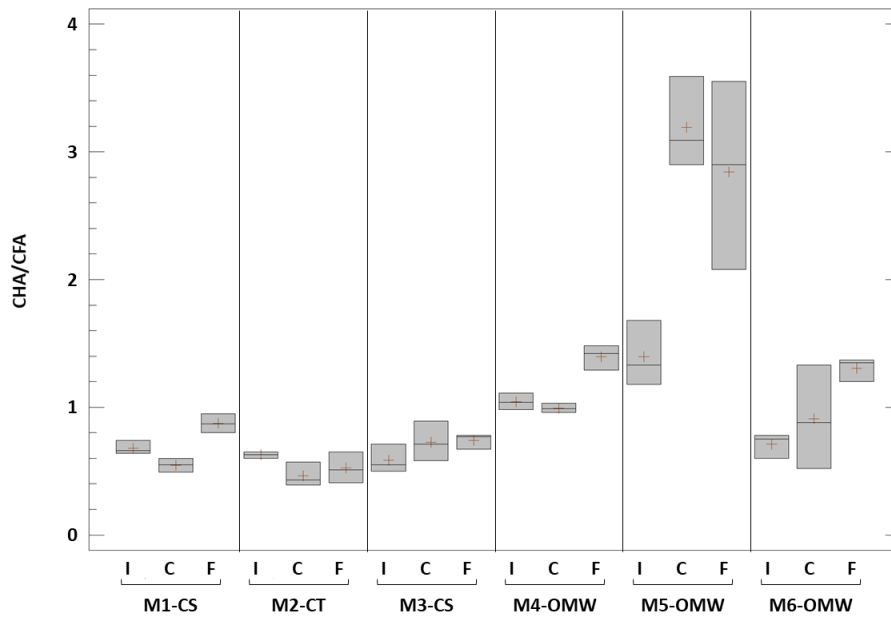
### 3.2. Evolution of stability and maturity during composting

The stability of the material during composting was measured with the Dynamic Respirometric Index (DRI) that reflects the degree of decomposition during the biotransformation and provides an indirect measure of the biological activity (Wichuk and McCartney, 2010). It helps to detect incorrect management practices (e.g. feeding of the pile with fresh materials), to monitor the performance of the process, and make corrections in operations such as the number of turnings or watering. Figure 2 shows the evolution of DRI in the six composting plants studied, from the initial values in the raw mixtures (I) to the cooling phase (C) and the final product (F). In general, DRI steeply dropped from the initial values to the lowest ones after passing the bio-oxidative phase, at the cooling phase, with no significant further changes during maturation. This trend matches the more intense biological activity at the bio-oxidative phase, which leads to the stabilization of the material. During that phase, the DRI dropped more than 80% in CS and CT-based materials, while that decrease was lower (46% to 70%) in OMW-based materials. This is likely due to the more recalcitrant nature of OMW (Alburquerque et al., 2009; Martínez-Gallardo et al., 2020). Moreover, the presence and amount of manure in the mixture determined a higher decrease in the DRI during the bio-oxidative phase. Thus, in the two CS-based mixtures, the one that lacked manure (M1-CS) got an 82% DRI decrease, while in the M2-CS that contained pig slurry, DRI dropped 90%. For OMW-based mixtures, the one containing a high proportion of chicken manure (M4-OMW) stabilized more than the other two mixtures with DRI decrease of 72% at cooling phase and 87% at the end, in comparison to decreases of 66% for M5-OMW and 46% for M6-OMW, this later having the lowest manure ratio. In addition, it is worth mentioning that the dispersion of DRI data in all plants decreased as the composting proceeded, as noticed by the decreasing length of boxplot from the initial values to those at cooling and final product (Fig. 2). This can be related to the homogenization of the materials during composting because of turnings and OM degradation. At the cooling phase, the DRI reached values between 0.6 and 0.1 g O<sub>2</sub>/kg OM h<sup>-1</sup> which are in the range of the classification made by Adani et al. (2004) for stable materials. According to that, it can be stated that all industrial composting plants operated well during the critical bio-oxidative phase in which more intense operational activities (e.g. turning, watering) are required. In addition, no feeding of the pile with fresh materials that would have led to DRI increase seems to have been done, except for the M5-OMW plant in which DRI doubled its value during maturation. This practice at the industrial scale leads to the production of final materials insufficiently stable.

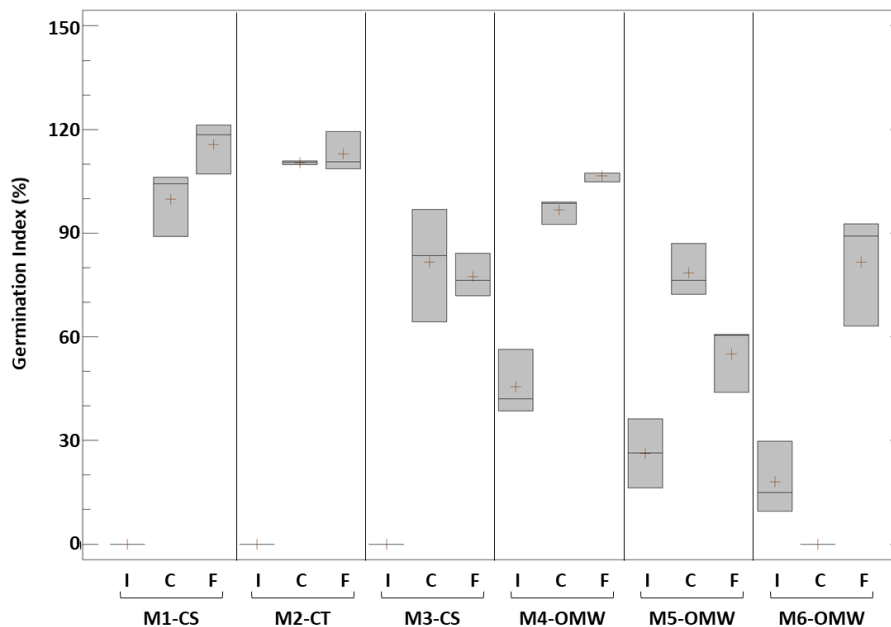
Maturity degree is, besides stability, the main criteria to decide what composting operations apply and when a process is finished because the compost obtained is good enough. The humification ratio  $C_{HA}/C_{FA}$  and the



Germination Index (GI) were analyzed to determine the maturity degree in AW materials during composting. The evolution of the humification ratio was quite different depending on the AW (Fig. 3).  $C_{HA}/C_{FA}$  increased in OMW and CS-based materials while in the CT-based mixture that ratio decreased. Only OMW-based materials and M1-CS reached final humification ratio higher or close to 1 that is considered typical for mature compost (Azim et al., 2018). The GI provides parallel information to that of  $C_{HA}/C_{FA}$  about the state of organic matter decomposition and, thus, the maturity. Nevertheless, the GI results obtained in the different materials did not exactly match with those of degree of polymerization (Fig. 4). The GI results are better interpreted considering the classification criteria for the phytotoxicity of a material based on its germination index (Zucconi 1981; Emino and Warman 2004). Samples with  $GI < 50\%$  are highly phytotoxic;  $50\% < GI < 80\%$ , moderately phytotoxic;  $GI = 80-100\%$ , non-phytotoxic, and,  $GI > 100\%$ , phytostimulants. Initially, all the raw materials were phytotoxic ( $GI < 50\%$ ), especially those of CS and CT ( $GI = 0$ ) (Fig. 4), which is logical at the beginning of any composting process, since the transformation of the waste has not started yet (Selim et al., 2012). In the early stage of a composting process short-chain organic acids are produced that are toxic to different organisms. However, these acids are decomposed further, eliminating the phytotoxicity (Wichuk and McCartney, 2010). Under normal conditions, as the composting process progresses, the GI values should gradually increase, reaching values close to 100%, at the end, if the degree of maturity of the final product is sufficient (Huang et al., 2017). Despite the low degree of humification ( $C_{HA}/C_{FA}$ ) of CS and CT-based materials at the cooling and final phase (Fig. 3), they were those that gave higher GI values yet at the cooling phase ( $GI > 80\%$ ). Even more, final M1-CS and M2-CT were considered plant growth-promoting substrates, reaching GI values higher than 100%. Conversely, M5-OMW, the most humidified final material (Fig. 3), was the most phytotoxic final product ( $GI 55\%$ ) that surprisingly was no phytotoxic at the cooling phase ( $GI 78\%$ ) (Fig.4). This can be related to the potential incorporation of fresh material during the maturation phase, as it was also evidenced by the increase in DRI. The other OMW facilities, although having great variability in results and dispersion in the data, especially M6-OMW, managed to obtain final products with a certain maturity considering GI (between 80-100%). The disagreement between the GI and  $C_{HA}/C_{FA}$  results in the OMW management plants could be due to the particular characteristics of OMW. The complex interaction between different phenolic substances present in the OMW gives this material a toxic effect (phytotoxic and antimicrobial). This condition, together with the release of phenolic compounds after the degradation of the lignin present in many organic residues, would lead to this deceleration in eliminating the phytotoxic potential of the samples and can hinder the actual polymerization rate during humification (Martínez-Gallardo et al., 2020).



**Figure 3.** Evolution of maturity through humification ratio (CHA/CFA) in the material of the six composting plants: box and whisker plot showing CHA/CFA values at three composting phases Initial (I), Cooling (C) and Final product (F). Code of samples as in Table 1, composting plants identified by the main component of the raw mixture: CS - citric sludge; CT - cull tomato, OMW - olive mill waste.

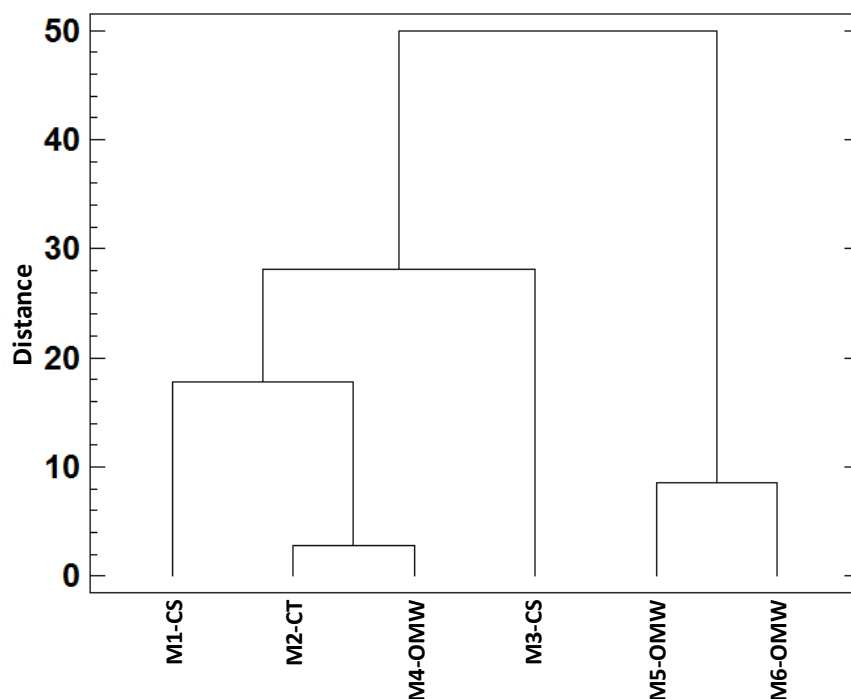


**Figure 4.** Evolution of maturity through germination index (GI) in the material of the six composting plants: box and whisker plot showing GI values at three composting phases Initial (I), Cooling (C) and Final product (F). Code of samples as in Table 1, composting plants identified by the main component of the raw mixture: CS - citric sludge; CT - cull tomato, OMW - olive mill waste.

### 3.3. Final compost quality

The characteristics related to the quality of the final compost produced in the six facilities are shown in Table 3. The pH in almost all of the compost was within the range adequate for compost (6-8) (Bernal et al., 2017; Azim et al., 2018), except for two OMW-based compost (M5-OMW and M6-OMW) and one CS-compost (M3-CS) that had pH>8. The high pH value is known to affect the germination of seeds (Barral and Paradelo, 2011) and that could explain the moderate phytotoxicity (GI <80%) of these compost (Zucconi 1981; Emimo and Warman 2004) in comparison to the other final materials that were phytostimulant (GI>100%). The electrical conductivity indicates the total salt content in the compost and provides a measure of its agronomic potential as an organic amendment (Huang et al., 2017; Yang et al., 2015). According to Awasthi et al. (2014), EC up to 4 mS cm<sup>-1</sup> is considered suitable for compost to be applied in the soil. In this sense, only M1-CS (7 mS cm<sup>-1</sup>) and M2-CT (5 mS cm<sup>-1</sup>) outrange that value. Noteworthy, the unfavorable high initial EC value of CT-based raw materials was lowered during composting (from 13 to 5 mS cm<sup>-1</sup>) likely because of salts washing effect of watering. The BD influences the quality of the final product in terms of mechanical properties such as strength, porosity, and ease of compaction (Estrella-González et al., 2019). In general, the compost had BD values suitable for its agronomic application and, in the specific case of M3-CS, M5-OMW and M6-OMW, reached values close to those generally considered optimal (0.32 g·cm<sup>-3</sup>) (Jara-Samaniego et al., 2017). The OM was within the range established in the literature 30-60% for compost (Fialho et al., 2010) and comply with the threshold established in the Spanish regulation 35-40% (BOE, 2017), except for M1-CS (74%) and M6-OMW (82%), which had high OM proportion at the end of a composting process. However, those values do not represent an issue for the final compost since both materials were stabilized enough, as evidenced by the DRI values. All the final materials reached biological stability (< 0.5 g O<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> MO·h<sup>-1</sup>) (Lasaridi et al., 1998; Adani et al., 2006). The only exception was observed in M6-OMW (0.67 g O<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup>OM h<sup>-1</sup>), which is considered moderately stabilized (Adani et al., 2004). In any case, as other authors also reported (Scaglia et al., 2000; Adani et al., 2006), DRI<0.5 (g O<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup>OM h<sup>-1</sup>) are related to maturation, and, thus biologically stable. Related to OM, the fraction of organic carbon readily available to microorganisms (SOC) usually decreases during composting to values around 0.9% in the compost (Jurado et al., 2014), which is in the range of values found in all compost obtained. The C/N ratio of final materials ranged between 18.5 and 11, thus pass the standard (C/N≤25) for mature compost (Bernal et al., 2017) and fulfilled the Spanish legislation threshold C/N< 20 (BOE, 2017). This means that even though initial C/N in the raw materials was lower than optimal for composting, no nitrogen

losses were produced during composting, which is the main issue of low C/N mixtures. The ratio  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  is considered another maturation index. It is also known as the oxidation index of mineral forms of nitrogen or nitrification index, so as the lowest its value the highest the maturity (Bernal et al., 2017). Values below or in the range of 0.5 to 3 are reported by Onwosi et al. (2017) for mature compost with a more restrictive value below 0.16 stated by Bernal et al. (2017) for a fully mature compost. Accordingly, all AW compost fulfilled this last value, except M3-CS material (0.73) that also can be considered mature. The degree of polymerization and hence the humification was higher in OMW-based compost, in which the ratio  $C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}} > 1$ , than CS or CT-based materials which according to that ratio are not mature enough. As stated above, this result mismatch those obtained with other maturity-related parameters such as GI and  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  that revealed all materials were mature at the end of composting. This supports the need for a certain range of parameters to measure to determine the maturity and quality of the final compost (Estrella-Gonzalez et al., 2020). The cluster analysis classified final compost according to the previously discussed parameters in two main groups, one including two OMW-based compost (M5-OMW and M6-OMW) and the other a miscellaneous of the remaining materials (Fig. 5).

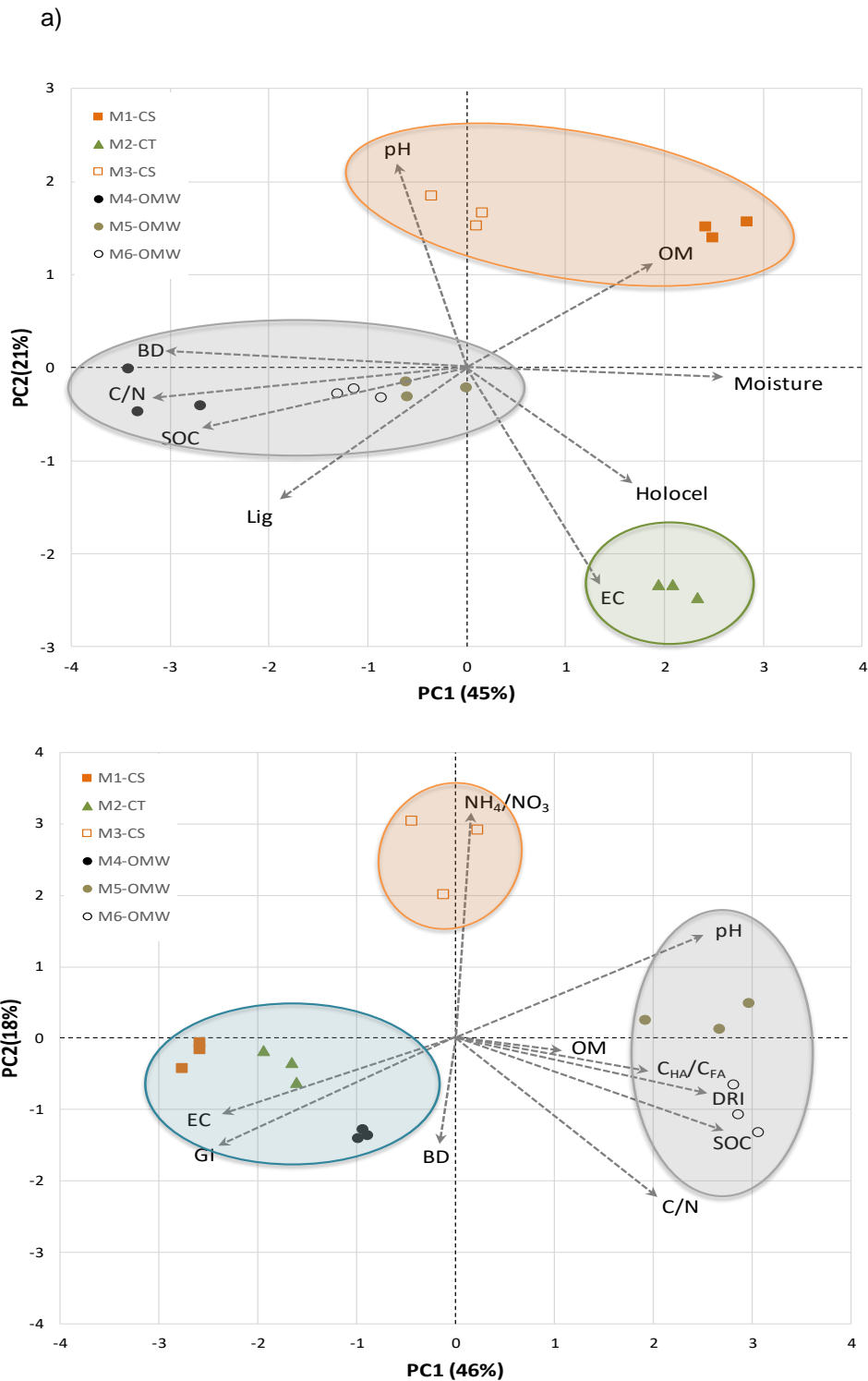


**Figure 5.** Cluster analysis dendrogram of the final products of the six composting plants evaluated according to their chemical and physicochemical composition (variables used for the analysis included in Table 3). Code of samples as in Table 1, mixtures identified by the main component CS citric sludge; CT cull tomato, OMW olive mill waste. Ward's method and the Euclidean distance were used as measures of homogeneity between

### 3.4. Comparison between initial mixtures and final compost

Figure 6 depicts the parameters that most influenced the differentiation of the samples for the initial mixtures and the final composts, which also confirm the findings from the cluster analysis. The grouping of the samples changed after composting from the initial, that separated mixtures made with the same AW, to the final compost in which only two OMW compost (M5 and M6) had similar characteristics. In the initial mixtures the two PC explained 66% of the variability. The variables that most differentiated samples were pH and OM for CS-based mixtures, EC for CT-mixture, whereas OMW-based mixtures clustered with many parameters related to SOC, C/N, BD, and lignin content. For the final products (PC 64%), EC and GI had a high load for the miscellaneous group M1-CS, M2-CT, and M4-OMW, while N mineralization ratio was the main driver for M3-CS separation due to its high value in this material. In the case of the two OMW-compost that clustered together (M5-OMW and M6-OMW) the carbon-related parameters (DRI, SOC,  $C_{HA}/C_{FA}$ , OM, and C/N) besides pH had a strong influence in their grouping.

To establish a ranking of the raw materials according to their suitability for composting and relate them with the quality of the compost produced, the values obtained for key parameters were compared with those reported in the literature as optimum for initial and final composting materials. The results of the scoring are shown in Table 4, in which the closest total score is to 1 the better the quality of the material, either as a substrate for composting or as compost of quality. In general, all the raw materials were of unacceptable quality for composting because of the low C/N ratio, none of the mixtures reached the minimum required (C/N=25). Considering the other parameters, the best raw material was M4-OMW (0.8), followed by M5-OMW, M3-CS, and M1-CS (0.6), while M2-CT (0.2) as the one with the lower quality for composting. Despite the low suitability of some of the initial AW mixtures, all the final compost had sufficient quality, reaching scores higher than 0.6, which means that a minimum of five parameters out of eight, which are related to stability and maturity, were in the optimal range for compost of quality. Noteworthy, M2-CT compost was among the ones with the highest score (0.88) even if it came from the initial mixture having the lowest quality. All compost had scores of 0.88, except M5-OMW (0.75) and M3-CS (0.63), both having pH > 8.5. Previous studies have reported on the feasibility of carrying out adequate food-based waste composting processes starting with materials having low C/N ratio (Zhu, 2007; Voběrková et al., 2020). The results obtained could be indicative of the possibility to obtain compost of quality without the need for a precise adjustment of the initial C/N ratio for composting of AW.



**Figure 6.** Principal components analysis biplot for the a) raw materials and b) final products of the six AW composting plants (variables used for the analysis included in Tables 2 and 3). Code of samples as in Table 1, mixtures identified by the main AW component CS citric sludge; CT cull tomato, OMW olive mill waste.

**Table 4.** Scoring of raw materials and final compost from AW composting plants\*.

Material	Parameter (Units)**	Optimal Values***	M1-CS	M2-CT	M3-CS	M4-OMW	M5-OMW	M6-OMW
<b>Raw materials</b>	Moisture (%)	50 – 60 <sup>a</sup>	0	0	0	1	0	0
	pH	5.5 – 8 <sup>a</sup>	1	0	1	1	1	1
	EC (mS cm <sup>-1</sup> )	<4 <sup>b</sup>	1	0	1	1	1	0
	BD (g cm <sup>-3</sup> )	0.1 – 04 <sup>c</sup>	1	1	1	1	1	1
	C/N	25 – 35 <sup>a</sup>	0	0	0	0	0	0
	Total Score raw materials			0.60	0.20	0.60	0.80	0.60
<b>Compost</b>	pH	6.5 – 8.5 <sup>a</sup>	1	1	0	1	0	1
	EC (mS cm <sup>-1</sup> )	<4 <sup>b</sup>	0	1	1	0	1	1
	OM (%)	>20 <sup>a,d</sup>	1	1	1	1	1	1
	C/N	<15 – 20 <sup>a,d</sup>	1	1	1	1	1	1
	C <sub>HA</sub> /C <sub>Fa</sub>	>1 <sup>a</sup>	1	0	0	1	1	1
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<0.16 <sup>e</sup>	1	1	0	1	1	1
	GI (%)	>80 <sup>f</sup>	1	1	1	1	0	1
	DRI (g O <sub>2</sub> kg <sup>-1</sup> OM h <sup>-1</sup> )	<0.4 <sup>a,g</sup>	1	1	1	1	1	0
	Total Score Compost			0.88	0.88	0.63	0.88	0.75

\* The scores are based on the comparison of values  $\pm$  standard deviation of each material with the optimal values reported in literature (mean values in Table 2 for raw materials and Table 3 for compost): values in the range of optimal values=1; values out of the range of optimal values=0. The total scores are calculated as the sum of scores/number of parameters. Composting plant code as in Table 1: Citric sludge (M1-CS, M3-CS); Cull tomatoes (M2-CT); Olive mill waste (M4-OMW, M5-OMW, M6-OMW).

\*\*Abbreviations: EC: electrical conductivity; BD: bulk density; OM: organic matter; C/N: carbon-nitrogen ratio; C<sub>HA</sub>/C<sub>Fa</sub>: humification ratio; GI: Germination index; DRI: Dynamic respiration index.

\*\*\*References for optimal values: (a) Bernal et al., 2017; (b) Jara-Samaniego et al., 2017; (c) Azim et al., 2018; (d) BOE, 2017; (e) Bernal et al., 1998; (f) Emino and Warman, 2004; (g) Adani et al., 2004.

### 4. Conclusions

The raw materials for composting having the same AW share similar chemical and physicochemical characteristics, irrespectively of the amendments added. The AW materials were stabilized at the cooling phase. The compost produced from the same AW does not necessarily share similar characteristics. Despite the low suitability of some initial AW mixtures, all the final compost had sufficient quality. It is possible to produce quality compost from AW-based materials that have a low C/N ratio and other characteristics that are unfavorable for composting. The management operations during composting correct the deficiencies.

### Acknowledgements

This work has been funded by the Ministry of Economy and Competitiveness through project AGL2015-64512R.

### References

1. Adani, F., Tambone, F., Gotti, A., 2004. Biostabilization of municipal solid waste. *Waste Manag.* 24, 775–783. doi.org/10.1016/j.wasman.2004.03.007.
2. Adani, F., Ubbiali, C., Genevini, P., 2006. The determination of biological stability of composts using the dynamic respiration index: the results of experience after two years. *Waste Manag.* 26, 41–48. doi.org/10.1016/j.wasman.2005.01.025.
3. Alburquerque, J.A., González, J., Tortosa, G., Baddi, G.A., Cegarra, J., 2009. Evaluation of “alperujo” composting base on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation* 20, 257-270. doi.org/10.1007/s10532-008-9218-y.
3. Almeida, N., Komilis, D., Barrera, R., Gea, T., Sánchez, A., 2015. The importance of aeration mode and flow rate in the determination of the biological activity and stability of organic wastes by respiration indices. *Bioresour. Technol.* 196, 256-262. doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.102.
4. Awasthi, M.K., Pandey, A.K., Khan, J., Bundela, P.S., Wong, J.W.C., Selvam A., 2014. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal soil waste composting. *Bioresour. Technol.* 168, 214-221. doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.048.
5. Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., Alami, I.T., 2018. Composting parameters and compost quality: a literature review. *Org. Agr.* 8, 141-158. doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z.



6. Barral, M.T., Paradelo, R., 2011. A review on the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. *Dyn. Soil, Dyn. Plant* 5, 36-44.
7. Barrena, R., Font, X., Gabarrell, X., Sánchez, A., 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Manag.* 34, 1109–1116. doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.008.
8. 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. doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00084-9.
9. Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Chen, Q., Li Jr., G., Michel, F.C., 2017. Chapter Three - Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental and human health benefits. *Adv. Agron.* 144, 143-233 doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002.
10. BOE, 2017. Royal decree 999/2017 of 24 November, which modifies the Royal Decree 506/2014 of June 28 on fertiliser products. 6 December 2017. Spanish Office Bulletin (BOE), 296 (2017), pp. 119396-119450. Ministerio de la Presidencia (in Spanish). [Real Decreto 999/2017, de 24 de noviembre, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. 6 diciembre 2017. Boletín Oficial del Estado (BOE), 296, pp. 119396 a 119450. Ministerio de la Presidencia]
11. Cayuela, M.L., Mondini, C., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., 2008. Chemical properties and hydrolytic enzyme activities for the characterisation of two-phase olive mill wastes composting. *Bioresour. Technol.* 99, 4255-4262. doi.org/10.1016/j.biortech.2007.08.057.
12. Cesaro, A., Belgiorno, V., Guida, M., 2015. Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use. *Resour. Conserv. Recy.* 94, 72-79. doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.11.003.
13. Cesaro, A., Contea, A., Belgiorno, V., Siciliano, A., Guida, M., 2019. The evolution of compost stability and maturity during the full-scale treatment of the organic fraction of municipal solid waste. *J. Environ. Manage.* 232, 264–270. doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.121.
14. Chang, R., Guo, Q., Chen, Q., Bernal, M.P., Wang, Q., Li, Y., 2019. Effect of initial material bulk density and easily-degraded organic matter content on temperature changes during composting of cucumber stalk. *J. Environ. Sci.* 80, 306-315. doi.org/10.1016/j.jes.2017.10.004
15. Ciavatta, C., Govi, M., Vittori Antisari, L., Sequi, P., 1991. Determination of organic carbon in aqueous extracts of soils and fertilizers. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22, 795–807. doi.org/10.1080/00103629109368455.

16. Du, C., Abdullah, J.J., Greetham, D., Fu, D., Yu, M., Ren, L., Lu, D., 2018. Valorization of food waste into biofertiliser and its field application. *J. Clean. Prod.* 187, 273-284. doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.211.
17. Emino, E.R., Warman, P.R., 2004. Biological assay for compost quality. *Compost. Sci. Util.* 12, 342-348. doi.org/10.1080/1065657X.2004.10702203.
18. Estrella-González, M.J., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., López, M.J., López-González, J. A., Siles-Castellano, A.B., Moreno, J., 2020. Uncovering new indicators to predict stability, maturity and biodiversity of compost on an industrial scale. *Bioresour. Technol.* 123557. doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123557.
19. Estrella-González, M.J., Jurado, M.M., Suárez-Estrella, F., López, M.J., López-González, J.A., Siles-Castellano, A.B., Moreno, J., 2019. Enzymatic profiles associated with the evolution of the lignocellulosic fraction during industrial-scale composting of anthropogenic waste: Comparative analysis. *J. Environ Manage.* 248, 109312. doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109312.
20. Fialho, L.L., Silva, W.T.L.D., Milori, D.M.B.P., Simões, M.L., Martin-Neto, L., 2010. Characterization of organic matter from composting of different residues by physico-chemical and spectroscopic methods. *Bioresour. Technol.* 101, 1927-1934. doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.039.
21. Fritsch, C., Staebler, A., Happel, A., Cubero-Márquez, M.A., Aguiló-Aguayo, I., Abadias, M., Gallur, M., Cigognini, I.M., Montanari, A., López, M.J., Suárez-Estrella, F., Brunton, N., Luengo, E., Sisti, L., Ferri, M., Belotti, G., 2017. Processing, Valorization and Application of Bio-Waste Derived Compounds from Potato, Tomato, Olive and Cereals: A Review. *Sustainability* 9, 1492. doi.org/10.3390/su9081492.
22. Huang, J., Yu, Z., Gao, H., Yan, X., Chang, J., Wang, C., Hu, J., Zhang, L., 2017. Chemical structures and characteristics of animal manures and composts during composting and assessment of maturity indices. *PLoS ONE* 12, e0178110. doi.org/10.1371/journal.pone.0178110.
23. Iqbal, M.K., Nadeem, A., Sherazi, F., Khan, R.A., 2015. Optimization of process parameters for kitchen waste composting by response surface methodology. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 12, 1759–1768. doi.org/10.1007/s13762-014-0543-x.
24. Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Pérez-Espinosa, C., López, M., Moral, R., 2017. Composting as sustainable strategy for municipal solid Waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: suitability of the obtained compost for seedling production. *J. Clean. Prod.* 141, 1349-1358. doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.178
25. Jurado, M.M., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J., López-González, J.A., Moreno, J., 2014. Increasing native microbiota in

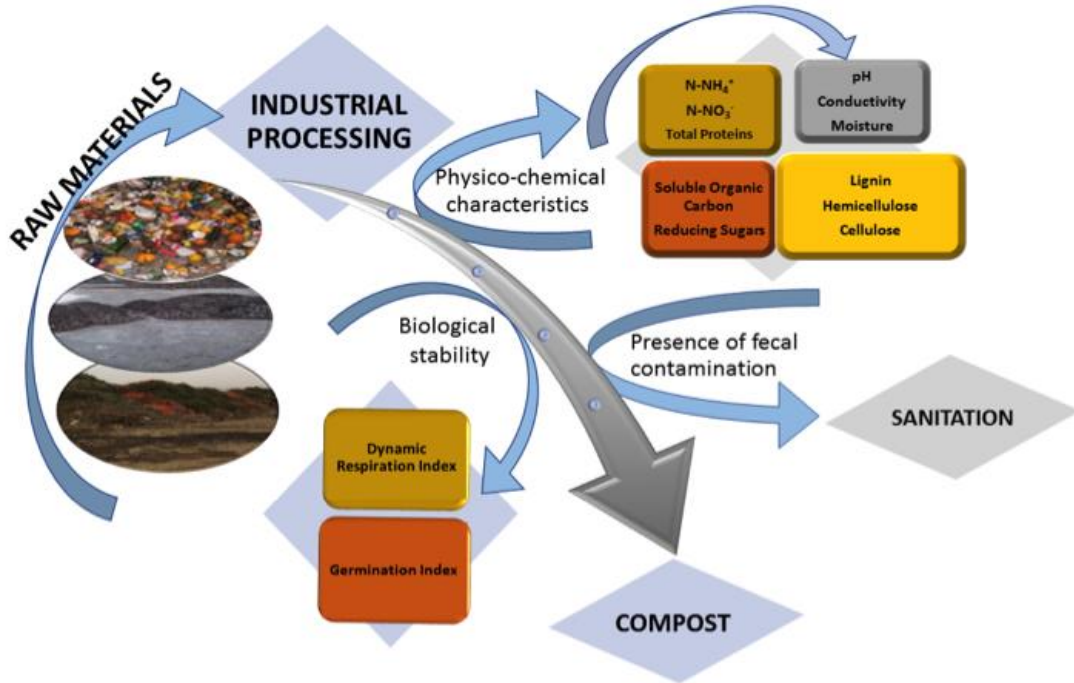
- lignocellulosic waste composting: Effects on process efficiency and final product maturity. *Process Biochem.* 49, 1958-1969. doi.org/10.1016/j.procbio.2014.08.003.
26. Kakezawa, M., Mimura, A., Takahara, Y., 1992. Application of two-step composting process to rice straw compost. *Soil Sci. Plant Nutr.* 38, 43-50. doi.org/10.1080/00380768.1992.10416950.
27. Lasaridi, K.E., Stentiford, E.I., 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Res.* 32, 3717-3723. doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00143-2.
28. López-González, J.A., López, M.J., Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., Jurado, M., Moreno, J., 2013. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. *Bioresour. Technol.* 146, 574-584. doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.122.
29. Martínez-Gallardo, M.R., López, M.J., Jurado, M.M., Suárez-Estrella, F., López-González, J.A., Sáez, J.A., Moral, R., Moreno, J., 2020. Bioremediation of Olive Mill Wastewater sediments in evaporation ponds through in situ composting assisted by bioaugmentation. *Sci. Total Environ.* 703, 135537. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135537.
30. Meena, M.D., Joshi, P.K., Jat, H.S., Chinchmalatpure, A.R., Narjary, B., Sheoran, P., Sharma, D.K., 2016. Changes in biological and chemical properties of saline soil amended with municipal solid waste compost and chemical fertilizers in a mustard–pearl millet cropping system. *Catena* 140, 1–8. doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.009.
31. Muscolo, A., Papalia, T., Settineri, G., Mallamaci, C., Jeske-Kaczanowska, A., 2018. Are raw materials or composting conditions and time that most influence the maturity and/or quality of composts? Comparison of obtained composts on soil properties. *J. Clean. Prod.* 195, 93-101. doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.204.
32. Onwosi, C.O., Igbokwe, V.C., Odimba, J.N., Eke, I.E., Nwankwoala, M.O., Iroh, I.N., Ezeogu, L.I., 2017. Composting technology in waste stabilization: on the methods, challenges and future prospects. *J. Environ. Manag.* 190, 140-157. doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051
33. Ponsá S., Gea T., Sánchez A., 2010. Different indices to express biodegradability in organic solid wastes. *J. Environ. Qual.* 39, 706–712. doi:10.2134/jeq2009.0294.
34. Razza, F., D'Avino, L., L'Abate, G., Lazzeri, L. 2018. The Role of compost in bio-waste Management and Circular Economy. In: Benetto, E., Gericke, K., Guiton, M. (Eds.) *Designing Sustainable Technologies, Products and Policies.* Springer Cham. 133-143. doi.org/10.1007/978-3-319-66981-6\_16.

35. Scaglia, B., Tambone, F., Genevini, P.L., Adani, F., 2000. Respiration index determination: dynamic and static approaches. *Compost Sci. Util.* 8, 90-99. doi.org/10.1080/1065657X.2000.10701754.
36. Selim, S.M., Zayed, M.S., Houssam, M.A., 2012. Evaluation of phytotoxicity of compost during composting process. *Nat. Sci.* 10, 69-77.
37. Siles-Castellano, A.B., López, M.J., López-González, J.A., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., Estrella-González, M.J., Moreno, J., 2020. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. *J. Clean. Prod.* 252, 119820. doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119820
38. Silva, M.E.F., de Lemos, L.T., 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 Manage.* 34, 21-27. doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.011.
39. Stenmark A, Jensen C, Quested T, Moates G. 2016. Estimates of European food waste levels. *EU FUSIONS, IVL-Rep. C 186, 80*, Stockholm, Sweden.
40. Sundberg, C., Smårs, S., Jönsson, H., 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresour. Technol.* 95 (2), 145-150. doi.org/10.1016/j.biortech.2004.01.016.
41. Torres-León, C., Ramírez-Guzman, N., Londoño-Hernandez, L., Martínez-Medina, G.A., Díaz-Herrera, R., Navarro-Macias, V., Aguilar C.N., 2018. Food Waste and byproducts: An opportunity to minimize malnutrition and hunger in developing countries. *Front. Sustain.* 2, 52. doi.org/10.3389/fsufs.2018.00052.
42. Tortosa, G., Torralbo, F., Maza-Márquez, P., Aranda, E., Calvo, C., González-Murua, C., Bedmar. E.J., 2020. Assessment of the diversity and abundance of the total and active fungal population and its correlation with humification during two-phase olive mill waste (“alperujo”) composting. *Bioresour. Technol.* 295, 122267. doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122267.
43. Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itävaara, M., 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. *Bioresour. Technol.* 72, 169–183. doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00104-2.
44. Voběrková, S., Maxianová, A., Schlossová, N., Adamcová, D., Vršanská, M., Richtera, L., Gagić, M., Zloch, J., Vaverková, M.D., 2020. Food waste composting - Is it really so simple as stated in scientific literature? – A case study. *Sci. Total Environ.* 723, 138202. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138202.

45. Wichuk, K.M., McCartney, D., 2010 Compost stability and maturity evaluation — a literature review. *Can J. Viv. Eng.* 37, 1505-1523. doi.org/10.1139/L10-101.
46. Xu, Z., Li, G., Huda, N., Zhang, B., Wang, M., Luo, W., 2020. Effects of moisture and carbon/nitrogen ratio on gaseous emissions and maturity during direct composting of cornstalks used for filtration of anaerobically digested manure centrate. *Bioresour. Technol.* 298, 122503. doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122503.
47. Yang, F., Li, G., Shi, H., Wang, Y., 2015. Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Waste Manage.* 36, 70-76. doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.012.
48. Zhu, N., 2007. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresour. Technol.* 98, 9–13.
49. Zucconi, F., Monaco, A., de Bertoldi, M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle* 22, 27–29.

**4.3. ARTÍCULO 3. Compost quality and sanitation on industrial scale  
composting of municipal solid waste and sewage sludge**

Graphical Abstract



**ARTÍCULO 3**

**Compost quality and sanitation on industrial scale composting of municipal solid waste and sewage sludge**

Siles-Castellano A.B., López-González, J.A Jurado, M.M., Estrella-González, M.J., Suárez-Estrella F., López, M.J.

Publicado en Applied Sciences, 11(6) (2021), 5725.

**Resumen**

Actualmente, los residuos sólidos urbanos y los lodos de depuradora se producen en grandes cantidades, por lo que, generalmente se gestionan mediante un tratamiento de compostaje industrial. Debido a su origen, composición y complejidad, garantizar una adecuada estabilización de la materia orgánica y la higienización de los contaminantes fecales durante el compostaje es fundamental para el uso ulterior de los compost, y difícil de lograr a escala industrial. En este trabajo se evaluó el funcionamiento de seis plantas de tratamiento industriales de compostaje que procesan residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora, desde el punto de vista de la higienización del proceso y de la calidad del compost generado. Además, se compararon los resultados frente al modelo de compost industrial elaborado a partir de residuos vegetales. Las diferencias entre las plantas estuvieron adscritas a las diferentes operaciones de tratamiento realizadas durante el compostaje. En el compost producido a partir de residuos sólidos urbanos se encontró una alta fitotoxicidad y una contaminación fecal por encima de los umbrales admitidos por la legislación. Por el contrario, los compost industriales procedentes de plantas que tratan lodos de depuradora resultaron ser más estables biológicamente y maduros que los producidos a partir de residuos vegetales, además de presentar un nivel de higienización adecuado. De acuerdo a nuestros resultados, la materia prima de origen y los factores operativos son de gran relevancia para obtener un compost estable, maduro y libre de patógenos en tratamientos de compostaje a nivel industrial.



### **Compost quality and sanitation on industrial scale composting of municipal solid waste and sewage sludge**

Siles-Castellano A.B., López-González, J.A Jurado, M.M., Estrella-González, M.J., Suárez-Estrella F., López, M.J.

Unit of Microbiology, Department of Biology and Geology, CITE II-B, Agrifood Campus of International Excellence ceiA3; CIAIMBITAL, University of Almeria, 04120 Almeria, Spain.

\*Corresponding author: Phone: 00 34 950 015 891; Fax: 00 34 950 015 476; e-mail: lgj132@ual.es.

#### **Abstract**

Municipal solid waste and sewage sludge are produced in large quantities that are often managed through industrial composting treatment. Because of their origin, composition, and complexity, ensuring adequate stabilization of the organic matter, and sanitation of fecal contaminants during composting is of utmost significance, and difficult to achieve on an industrial scale. In this work, the operation of six industrial composting facilities that process municipal solid waste and sewage sludge was evaluated from the point of view of the sanitation achieved and the quality of the compost produced. In addition, the results were compared using the model of industrial compost from green waste. Differences between the plants were ascribable to operations other than composting system. High phytotoxicity and fecal contamination above legislation thresholds were found in compost produced from municipal solid waste. In contrast, compost from sewage sludge were more stable and mature than those produced from green waste, and also had an adequate level of sanitation. The raw material and operational factors are of great relevance to obtain stable, mature, and pathogen-free compost.

**Keywords:** fecal contamination; *Salmonella*; fecal coliforms; maturation; stability; industrial compost.

### 1. Introduction

At present, the amount of wastes generated by the welfare society has increased considerably, and the number of industrial facilities dedicated to organic waste treatment has enlarged notably [1]. Industrial composting has become the most widespread organic waste treatment procedure. A tool that unites economic activity and environmental well-being in a sustainable way that also integrates organic waste into the circular economy model implemented in Europe [2]. This process results in the stabilization of the organic matter, generating a final product that can be used as soil conditioner and supply of nutrients [3, 4]. There is a need to take into account the particularities of industrial composting with respect to small-scale composting in order to avoid the risk of generating products that are unsuitable for agronomic application [5]. If not, is high.

In a composting process, the starting raw materials can be very diverse in composition and origin [6]. The knowledge of the characteristics of the raw materials is essential to provide the optimal composting conditions to obtain good quality compost [7]. There are many studies in literature dealing with specific biomaterials and co-composting mixtures [7, 8, 9], among which urban waste, i.e. Municipal Solid Waste (MSW) and Sewage Sludge (SS), are of special interest because of its problematic management [9]. Most MSW typically includes organic residues from households, markets and food processing that contribute to its high organic content and therefore biodegradable fraction. This fraction usually consists of more than 50% of the total waste generated and can be as high as 80% for a source separated MSW [10, 11]. Hence, MSW is a highly compostable waste [12]. The use of compost produced from MSW has increased in recent years. Its use exerts a positive effect on the activities of enzymes involved in the carbon, nitrogen and phosphorus cycles [13] and provides a high amount of organic matter [14]. Therefore, it is useful as an agricultural soil conditioner and fertilizer [15]. In this sense, the other main waste material of urban origin, sewage sludge, has management alternatives that include even thermochemical decomposition [16]. Regarding the composting of SS, some key aspects must be taken into account. SS possess certain characteristics that are common to MSW, which makes it also suitable for composting. However, due to its low C / N ratio require to be co-composted with e.g. lignocellulosic waste [17]. Among the most negative aspects of MSW and SS are the content of heavy metals and the presence of recalcitrant xenobiotic substances, which are capable of migrating and distributing through environments [18, 19]. Besides, research is increasingly focused on the study of techniques to improve the quality of the final product obtained, without forgetting the conservation of natural resources [20] and the reduction of environmental impact [21]. For the compost to be suitable for agriculture, maturity and stability should be ensured. The stability is often evaluated using seed germination tests [7]. However, respirometry is one of the best tools to monitor the stability of the material during the composting process [22].

The maturity identifies the grade of organic matter transformation during the process and the validation of the elimination of phytotoxicity in the compost generated is one of the preferred analytical [23]. On the other hand, a correctly prepared compost must not contain pathogens that pose risks to health and the environment. Fecal contamination indicators are used to determine that the compost is safe [24] and to verify that the sanitation conditions have been reached during the process. This is especially important for large pile sizes used at industrial scale composting in which it is difficult to establish that the desired conditions are reached in the whole mass.

Due to the above considerations, it is important to conduct a study to evaluate whether the urban waste bio-materials and the conditions of the composting process influence the quality of the compost obtained. In this study, a comparative analysis is carried out of the compost produced from industrial composting facilities that process, municipal solid waste (MSW) and sewage sludge (SS) and compare them with those produced from green waste (VR). To achieve this goal, the following specific objectives were realized: 1) to evaluate the physico-chemical characteristics of raw materials in different industrial facilities processing urban and green waste; 2) to determine the evolution of the organic fractions of these bio-materials during composting; 3) to estimate the presence of fecal contamination in the final compost as an indicator of sanitization in industrial composting processes; 4) to compare the composts generated in the processes, taking into account physico-chemical properties, biological stability, maturity and fecal contamination of the substrates.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Sampling strategy and raw materials

This study was carried out in different industrial composting companies that process different raw materials, located in the Southeast of Spain (Almeria, Granada, Murcia and Alicante). Three facilities dedicated to each of the following organic waste were selected: vegetal residue (VR), municipal solid waste (MSW) and sewage sludge (SS). Table 1 shows the main treatment characteristics of each composting process in each facility. The composting piles were prepared outside, in a row of 7-15 m in length and 3-5 m. The samples were taken during the raw material (RM) and final product phases (FP). During RM and FP phases, samples corresponding to 9 different points of the composting pile were taken. Three samples were taken superficially (0.5 m), other three were taken at a depth of 1.5 m and the last three as close as possible to the bottom of the piles. For this, a probe that reached 1-2 m deep was used. Each of the samples obtained from the different points was mixed to obtain a representative sample, obtaining a final mass of 3 kg, which was divided into 3 sub-sample, about 1 kg. After the samples were stored in vacuum bags and frozen at -20 °C, for further analysis.

**Table 1.** Characteristics of the industrial composting processes.

Facility <sup>a</sup>	Waste mixture	Method of composting	Time of composting process (months)
<b>VR1</b>	Cucumber and zucchini crop residues: stalks, leaves	Open air- Turned windrows	4
<b>VR2</b>	Cucumber and zucchini crop residues: stalks+ leaves	Open air- Turned windrows	4
<b>VR3</b>	Pepper crop residues: stalks+ leaves	Open air- Turned windrows	3
<b>MSW1</b>	Municipal solid waste <sup>b</sup>	In-vessel Turned windrows in bays	3.5
<b>MSW2</b>	Municipal solid waste <sup>b</sup>	In-vessel Turned windrows in bays	4.5
<b>MSW3</b>	Municipal solid waste <sup>b</sup>	In-vessel Tunnel composting (turning by augers)	3
<b>SS1</b>	Sewage sludge + straw 1:1 v/v	Open air- Turned windrows	3.5
<b>SS2</b>	Sewage sludge + pruning wastes 1:1 v/v	Open air- Turned windrows	3
<b>SS3</b>	Dried sewage sludge 1:2 v/v	In-vessel Tunnel composting (turning by augers)	3

<sup>a</sup> Vegetal Residue (VR): pruning and gardening remains, agricultural (horticultural) or from agriculture; Sewage Sludge (biosolids) (SS): crude, active, sludge; Municipal Solid Waste (MSW): organic fraction of municipal solid waste. <sup>b</sup> All facilities processed mixed municipal solid waste.

### 2.2. Analytical methods

#### 2.2.1. Physico-chemical parameters

Different physico-chemical analyses were carried out on the biomaterials and industrial composts produced. Moisture was determined at 105 °C for 24 h. The electrical conductivity (EC) and pH were measured by preparing a 1/10 (w/v) extract in water. The organic matter content (OM) was determined by introducing a muffle furnace at 550 °C for 3.5 h. Determination of Total carbon (C) and Total Nitrogen (N) was carried out using a Elementar Vario Micro CHNS (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Germany).

Soluble organic carbon (SOC), reducing sugars (RS) and total proteins (TP) were analyzed using the described methods [25], a brief description of these methods is provided next. For SOC a 1/10 dilution of the samples was performed in 0.5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> and shaken for 30 minutes at 200 rpm. Subsequently, filtered extracts were obtained from this dilution and measured using a TOC-VCSN analyzer (Shimadzu, Co., Kyoto, Japan). Reducing sugars (RS) were analyzed by the DNS method [26]. Total proteins (TP) were spectrophotometrically analyzed according to the method described by Lowry and modified by [27]. For N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, a 1/10 dilution was made and shaken for 30 minutes at 200 rpm. For the determination of N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, a Hach 9663 probe (Hach, Loveland, USA) was used. For N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Nitratechek 404 probe (KPG Products Ltd., Hove, UK) was used.

The cellulose (CEL), hemicellulose (HC) and lignin (LIG) fractions were determined using the ANKOM 200/220 analyzer (Ankom Technology, Macedonia, NY, USA). First, samples were subjected to digestion by using a neutral detergent (NDF), obtaining hemicellulose, cellulose and lignin fractions. After digestion using an acid detergent (ADF), the sum fraction of cellulose and lignin was obtained. Finally, this sum fraction was subjected to a treatment with concentrated sulfuric acid (ADL), the fraction that was obtained contained lignin (<http://www.ankom.com/procedures.aspx>).

### 2.2.2. *Indicator parameters of biological stability and maturity*

The phytotoxicity of the samples was evaluated, following the method of [28], slightly modified and according to [7]. The biodegradability of the samples was evaluated using the Dynamic Respiration Index (DRI) [29] and dynamic accumulated Respiration Activity ( $AT_4$ ) [5]. For this purpose, 100 g of the sample, with 60% humidity, were placed in a 500 mL reactor and placed in a water bath at 37 °C. An oxygen sensor (Alphasense Ltd., Essex, UK) was used to measure the exhaust air. The values of the oxygen levels were controlled by a data acquisition system. For the DRI calculation, the average value of oxygen consumed in the most active 24 h of biological activity was used, that is, as g of oxygen consumed per kg of organic matter (OM) and per hour ( $g\ O_2\ kg^{-1}\ OM\ h^{-1}$ ).  $AT_4$  was expressed as g of oxygen per kg of OM matter ( $g\ O_2\ kg^{-1}\ OM$ ) after four days of cumulative respiro-metric activity.

### 2.2.3. *Fecal contamination and pathogens*

For the determination of each of the indicator groups of fecal contamination, 10 g of the different composts samples were suspended in 90 mL of sterile saline (NaCl, 0.9%) and stirred for 30 minutes at 120 rpm. Serial decimal dilutions of the samples were performed in an appropriate medium for each microbial group. The determination of total and fecal coliforms, *Escherichia coli* and fecal enterococci was carried out using the most probable number (MPN) technique by inoculating 1 mL of the dilutions made in each specific medium. For the quantification of total coliforms, 10 mL tubes of Lactose Broth (Sharlab, S.L., Barcelona, Spain) with  $0.2\ g\ L^{-1}$  bromocresol purple and Durham bell, were used as a culture medium and it were incubated at 37 °C for 24-48 h in a water bath. After the incubation period, the total coliform count was carried out, indicated by the change in the color of the medium from purple to yellow and the accumulation of gas in the Durham bell. The determination of fecal coliforms was made from positive total coliforms. For this, 0.1 mL of the positive tubes were taken and transferred to a tube with 10 mL of lactose broth with bromocresol purple and Durham bell which was incubated at 44.5 °C for 24-48 h. Again, as in the case of total coliforms, positives were searched for by the same method. From the positive fecal coliforms, the positive tubes were quantified by streaking with a platinum loop in Eosin Methylene Blue Agar (Panreac, ITW, Illinois, USA) incubating at 37 °C for 24-48 h. The appearance of colonies with metallic luster indicated the presence

of *E. coli*. The fecal enterococci was determined by tubes with 10 mL of Rothe Broth (Oxoid Ltd., Hant, UK) and incubating at 37 °C for 24 h in a water bath. The presence of fecal enterococci was confirmed by the presence of turbidity and/or sedimentation in the tubes and confirmation by Gram staining and microscopy.

The quantification of the level of sulfate-reducing clostridia was performed by counting colonies per gram of sample (cfu g<sup>-1</sup>) in SPS Agar. For this, 1 mL of the different serial dilution was taken and transferred to a tube containing 15 mL of SPS Agar (Sharlab, S.L., Barcelona, Spain), sealed with paraffin creating anaerobic conditions and it was incubated at 37 °C for 24-48 h. Colonies of sulfite-reducing clostridia showed a characteristic black color.

The detection of *Salmonella* spp. was carried out by weighing 25 g of the sample that was placed in a flask with 0.1% Buffered Peptone Water (Panreac, ITW, Illinois, USA) incubating at 37 °C for 24 h. Subsequently, 1 mL was taken which was placed in a tube with 10 mL of Selenite and Cystine Broth (Oxoid Ltd., Hant, UK). After the incubation time for Broth media, was inoculated on Hektoen Enteric Agar (Panreac, ITW, Illinois, USA) and incubated at 37 °C for 24 h. After the incubation time, the presence of *Salmonella* was detected by the appearance of green colonies with or without a blackened area. Suspected colonies were biochemically confirmed by inoculation in Kligler Iron Agar (Panreac, ITW, Illinois, USA) and incubated at 37 °C for 24 hours.

### 2.3. Data analysis

The parameters analyzed were performed in triplicate, using the mean for the presentation of the data. The normality and homogeneity of the variances were verified using the Shapiro-Wilk and Levene tests. Statistical analysis was performed at a significance level of  $p < 0.05$ . By means of the analysis of variance (ANOVA) and the Fischer comparison test least significant difference (LSD), the mean values for each sampling facility were compared. The presence of categories within final compost samples collected from facilities composting different raw materials was investigated using stepwise linear discriminant analysis (DA), in order to find simple equations for estimation of the composition of these wastes from easily analyzable parameters. Spearman correlations between different parameters and multiple regression analysis with stepwise

selection of variables were calculated. Statgraphics Centurion (Version 18.1.8) (Stat-Point Inc., Virginia, USA) was used for the analysis.

### 3. Results and discussion

#### 3.1. *Bio-materials characterization*

The physical-chemical state of the bio-materials that are composted is essential to guarantee an efficient process. Especially in industrial facilities, where the volume of waste treated can cause additional difficulties [5]. Table 2 shows the values recorded in raw materials in the physical-chemical parameters of the nine industrial facilities analyzed (three facilities for each type of bio-material). Moisture percentages were between 60 and 85%, except in a vegetable waste facility (VR3). The three raw materials analyzed were found, in at least one situation, in values higher than 80% humidity. This can lead to anaerobic conditions in the piles at the start of the composting process [30]. Therefore, conditioning operations should try to counteract these problems. Regarding the pH situation in raw materials, the behavior was restricted to the nature of the residue. Within the residues characterized in the work, the MSW had a typical slight acid character [31]. On the other hand, SS and green waste registered values above pH neutrality. On the contrary, in the conductivity of the bio-materials, with a clear difference, SS and MSW were more suitable as starting substrates than green wastes. The presence of organic matter was between 65-80% in all cases. Thus, all the residues contained a high organic load susceptible to composting. Despite the above, the form in which organic matter is present is highly variable and largely dependent on the origin of the waste [32]. Moreover, this is just what occurred in the present work. The C / N ratios did not reach the value of 10 in SS, nor the value of 15 in VR. In contrast, the ratio was optimal (20-30) for MSW. The respirometry of the bio-materials revealed the higher consumption of oxygen associated with MSW with respect to SS. In turn, it was found that the raw materials that reach the industrial facilities were substrates with a high content of fresh, non-stabilized organic matter. This fact was fully demonstrated through the result of the phytotoxicity of bio-materials. Since the full totality of the analyzed residues, presented values lower than 50% in germination index, threshold value of toxicity for this parameter [33].



**Table 2:** Properties of raw material from industrial composting facilities <sup>a</sup>.

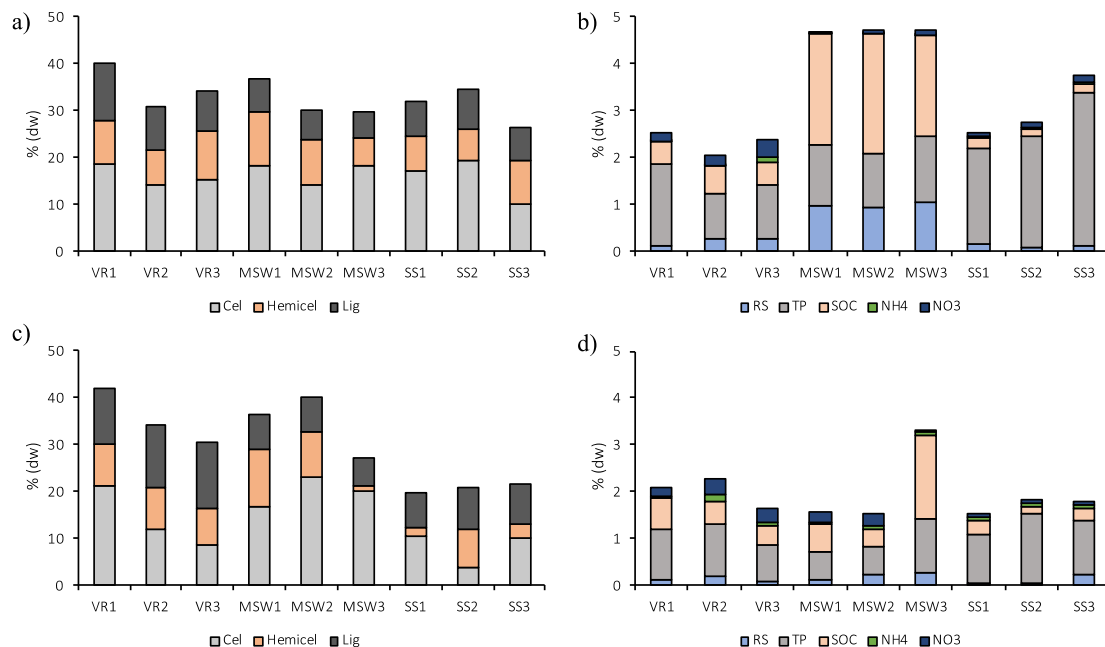
Facility <sup>b</sup>	M (%)		pH		EC (mS/cm)		OM (%)		C/N		AT <sub>4</sub> (gO <sub>2</sub> kg <sup>-1</sup> OM)		DRI (gO <sub>2</sub> kg <sup>-1</sup> OM h <sup>-1</sup> )		GI (%)	
<b>VR1</b>	85.94	d	8.10	ef	16.78	c	74.06	de	12.63	d	52.38	a	1.07	ab	7.70	ab
<b>VR2</b>	66.62	b	8.04	ef	14.73	cd	73.48	d	13.30	d	67.03	a	1.70	b	0.00	a
<b>VR3</b>	29.27	a	6.78	c	13.53	d	77.13	f	10.61	c	33.98	a	0.46	a	1.91	b
<b>MSW1</b>	78.19	c	5.16	b	3.98	ab	74.73	e	28.47	f	196.56	b	3.01	c	0.00	a
<b>MSW2</b>	84.83	cd	3.94	a	2.65	a	75.15	e	28.05	f	160.95	b	2.73	c	0.00	a
<b>MSW3</b>	61.06	b	7.22	d	5.37	b	71.73	c	20.10	e	49.65	a	0.74	a	0.00	a
<b>SS1</b>	81.87	cd	7.95	e	3.02	a	71.97	c	9.29	b	23.27	a	0.62	a	40.42	c
<b>SS2</b>	66.37	b	8.63	g	2.56	a	64.91	a	9.50	ab	57.83	a	0.95	a	18.70	b
<b>SS3</b>	67.67	b	8.40	fg	3.06	a	66.14	b	6.44	a	31.86	a	0.61	a	38.34	c

<sup>a</sup> Data are mean values (n=3), those with the same letter in the same column are not significantly different from each other (LSD, p < 0.05). Abbreviations: M: moisture; EC: electrical conductivity; OM: organic matter; C/N: carbon-nitrogen ratio; AT<sub>4</sub>: dynamic accumulated respiration activity; DIR: dynamic respirometric index GI: germination index. All data are on a dry weight basis.

<sup>b</sup> Vegetal Residue (VR); Municipal Solid Waste (MSW); Sewage Sludge (SS).

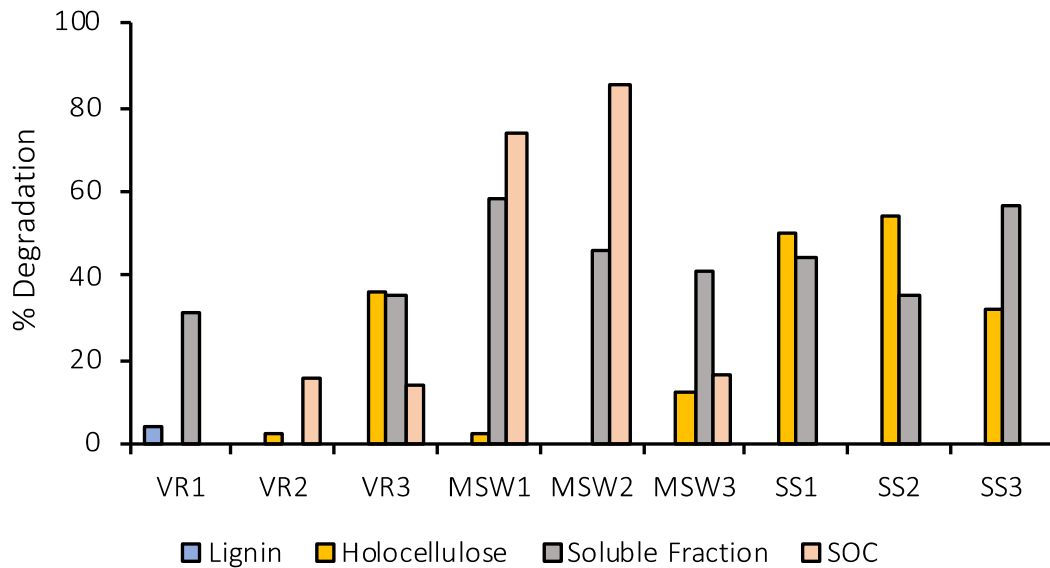
### 3.2. Evolution of soluble and polymeric fractions

In a composting process, the decomposition of polymeric residual matter occurs through microbial action. The microbiota consume nutrients in chemical forms solubilized and simple. If this is not the case, the nutrients must be biotransformed into metabolizable compounds. The exoenzymes secreted by the microorganisms produce the release of the basic sources of nutrients. This action allows the growth of the composting microbiome. Therefore, during composting there must be considerable consumption of the soluble and polymeric fractions of the waste material. In the present work, both fractions were evaluated at the beginning and at the end of the process (Figure 1). This quantification allowed to know the degradation that these fractions suffered during composting (Figure 2). According to the results obtained in the polymeric fraction, the fibers content of the raw materials ranged between 30-40% of the dry weight (Figure 1a). As expected, and also reported earlier by others [34], the main fraction thereof, consisted of cellulose (10-20%). The fiber content was relatively constant among all the samples, regardless of the raw material. In contrast, the soluble fraction was highly dependent on it (Figure 1c). The SOC represented around 2.5% of the dry weight in MSW, but barely reached 0.2% in SS. On the other hand, in SS the majority soluble fraction was clearly the soluble protein. This result can be explained by the high content of nitrogen fraction contained in these residues due to their origin [35]. Nitric and ammonia fractions did not represent a considerable soluble fraction either in SS or in MSW studied.



**Figure 1.** (a) Fiber fractions in raw materials; (b) Soluble fractions in raw materials; (c) Fiber fractions in compost; (d) Soluble fractions in compost. Abbreviations: Cellulose (Cel), Hemicellulose (Hemicel), Lignin (Lig), Reducing Sugars (RS), Total Proteins (TP), Soluble Organic Carbon (SOC), NH<sub>4</sub> (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), NO<sub>3</sub> (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

Throughout the composting process, the bio-materials undergo a series of biotransformations. These changes are detectable by analyzing the variation of the soluble and polymeric fractions [25]. Therefore, in this work both fractions were also quantified in the compost produced (Figures 1b and 1d). Despite the fact that in industrial scaling processes, waste can often not be biotransformed as correctly as in an ideal composting. The variable content of these fractions in composts revealed situations in which biodegradations were more intense. Figures 1b and 1d showed that the degradation of organic matter was clearly detected through the evolution of the soluble fraction. Zhang et al. [36] also previously described this behavior. The results of the fiber fractions require long periods of active biodegradation to be effectively mineralized. The recalcitrance of these polymeric structures causes a challenge to microbial degradation [37]. Despite the above, during composting it is common to find quantifiable degradative processes in all fractions of organic matter. That is precisely what was intended to be determined in this work. For this, the degradation percentages reached by the different fractions were evaluated and are shown in Figure 2. The data was highly revealing to analyze the performance of the facilities. Degradation of the holocellulose fraction (hemicellulose + cellulose) was detected in up to seven of the nine facilities studied, with situations where this fraction was consumed by up to 50% (SS1 and SS2). In fact, these results differed greatly depending on the raw material to be composted. Thus, in MSW there was hardly a significant degradation of holocellulose while in SS it was intense. On the other hand, in neither of these two residual materials a consumption of the most recalcitrant fraction of the fibers (lignin) was reported. Regarding the soluble fractions, a considerable depletion of nutrients was detected in both residues. In fact, it was higher than that detected in green waste facilities. Although the use of this fraction by the microbiota produced variable results depending on the composted bio-materials. In this way, it was possible to corroborate a greater decrease in SOC levels in MSW, compared to that registered in SS. Even, this decrease far exceeded 70% in two MSW facilities (MSW1 and MSW2). On the contrary, according to the results of the SS facilities, in this bio-material, the consumption of the soluble fraction was mainly attributed to the reduction in the nitrogen fraction of the organic matter. The reduction of this nitrogen fraction, as a whole, is widely described in composting [38].

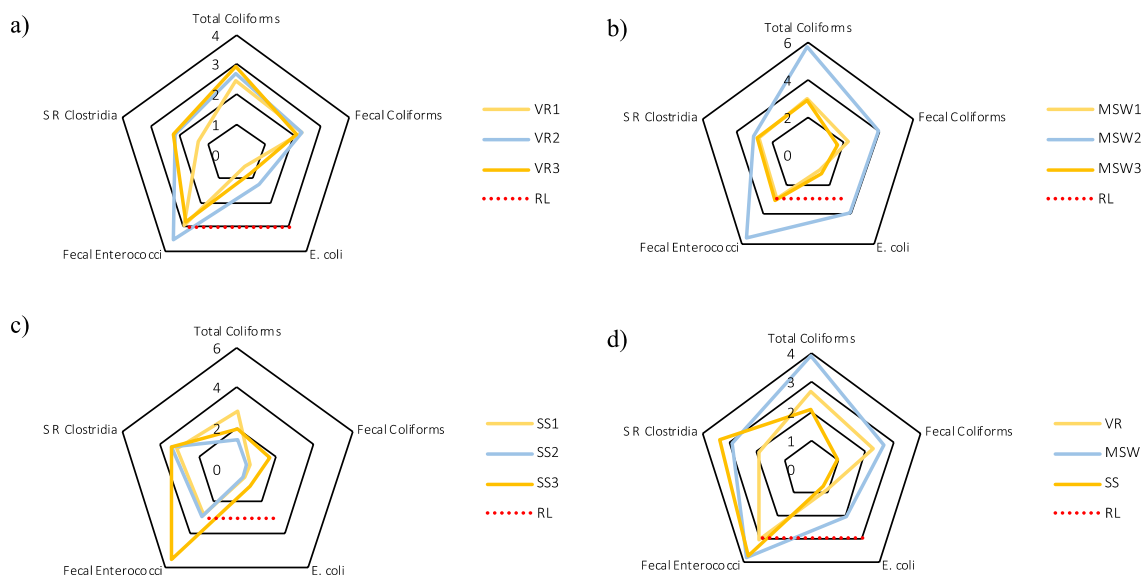


**Figure 2.** Percentage of degradation in polymeric fraction and soluble fraction during industrial composting processes. Abbreviations: Vegetal Residue (VR); Municipal Solid Waste (MSW); Sewage Sludge (SS); Holocellulose (Cellulose + Hemicellulose); Soluble Fraction (Include Reducing Sugars, Total Proteins, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>); SOC (Soluble Organic Carbon).

### 3.3. Fecal contamination in composts.

The study of fecal contamination in the present work tracked four representative groups: coliforms (total, fecal and *Escherichia coli*), fecal enterococci, sulfite-reducing clostridia and *Salmonella* spp. The first three indicator groups were quantified in their levels in composts (Figures 3a-d), while for *Salmonella* spp., only the presence was searched. In addition, the recorded levels of enterococci and *E. coli* were compared with those established by current European legislation [39]. This legislation indicates that composts to be used as fertilizers cannot contain levels higher than 1,000 cfu g<sup>-1</sup> in *E. coli* or enterococci (but not necessary in both groups) and absence of *Salmonella* spp. in 25 g of compost. According to the results obtained, only one facility exceeded these microbial limits and contained *Salmonella* spp. in the compost, MSW2. The rest of the facilities fulfilled with the legislation. Even so, four facilities exceeded the enterococci content (VR2, MSW2, MSW3 and SS3). However, they did not exceed the *E. coli* and *Salmonella* spp. limits, so they complied with the requirements. These results showed that the fecal enterococci group was more resistant to the conditions prevailing during composting than the *E. coli* and *Salmonella* spp. groups. This behavior has also been reported in composting by

[40]. The justification for this resistance lies in the very nature of the group of enterococci. This microbial group, unlike the other two, is Gram-positive and has a slightly higher thermotolerance. Sulfite-reducing clostridia are not delimited in the European legislation. In spite of this, the quantification of this group is of great interest because it is a good indicator of fecal contamination, complementary to those commonly used [41]. The counts obtained in this strict anaerobic group were found to be closely linked to the nature of the composted waste. Thus, those bio-materials where anaerobic situations are created, contained a higher amount of sulfite-reducing clostridia (SS>MSW>VR). In short, according to our results, the composting processes carried out in industrial facilities were able to generate adequate sanitization conditions to produce fertilizers that satisfy the current legislation. However, with the exception of the MSW2 treatment facility, where minimum thermal sanitization conditions were not maintained. The compost generated in the latter facility can only be disposed of in a controlled landfill.



**Figure 3.** Fecal contamination levels in industrial facilities (Log (cfu/g compost)). a) Vegetal Residue (VR) facilities, b) Municipal Solid Waste (MSW) facilities, c) Sewage Sludge (SS) facilities, d) All the industrial facilities analyzed per raw materials. Abbreviations: SR Clostridia: Sulfite-reducing clostridia; R.L: Regulation Law according to [37].

### 3.4. *Composts characterization and discriminant and correlations analysis*

The characterization of the final composts produced was decisive in order to know in detail which processes resulted in adequately matured products. Results of the control parameters, together with the maturity indexes, are shown in Table 3. The reduction of the moisture content of the waste generates a severe reduction of microbial survival, with the consequent thermal decrease in the piles. Thus, on occasions of waste saturation, the dehydration of the material can cause a false sensation of waste stabilization [42]. MSW1 and MSW2 were placed under this premise. Regarding the final pH values, neither the sewage sludge nor the MSW contained a pH that could hinder plant growth. In fact, the most unfavorable values of this parameter were obtained in the green wastes (VR1 and VR3). In fact, this result is usual in the case of green wastes of horticultural origin [43]. In the same way, the electrical conductivity values found do not represent a hindrance to crops, except for MSW3 and the VR facilities. These control parameters significantly affect the development of composting. Therefore, they have an impact on the degree of mineral-ization reached during the process [44]. According to the results obtained, the degradation of organic matter in industrial composting was intense. The values were between 26% (SS2) and 63% (VR2 and MSW3). Precisely, this interval marked the differentiation between the lowest and highest phytotoxicity detected among the samples. Therefore, the monitoring of organic matter was relevant to know the degree of maturity of the bio-materials. Similarly, the C / N ratio informs about the availability of unconsumed nutrients in the piles [45]. In the present study, this parameter obtained its maximum value in the most phytotoxic compost (MSW3) and the minimum in the most mature composts (SS1 and SS2). However, to know in detail the state of maturity and stabilization, it is best to use specific parameters for this purpose. According to the specialized literature on this subject, the most accurate measurements are those that include respirometry and biological test [46]. This is precisely what was chosen in this study. The respirometric indices AT4 and DRI presented minimum values in composts of the industrial processes of SS. In addition, the GI results well established a separation between processes that generated phototoxic (<50%), moderately phytotoxic (50-80%) and non-phytotoxic (80-100%) materials. As an overall result, only two industrial treatment facilities, both SS, were able to generate phytotoxic-free composts. This result highlights the hard work ahead for the improvement of waste treatment facilities at the industrial level.

**Table 3.** Properties of final compost from industrial composting facilities <sup>a</sup>.

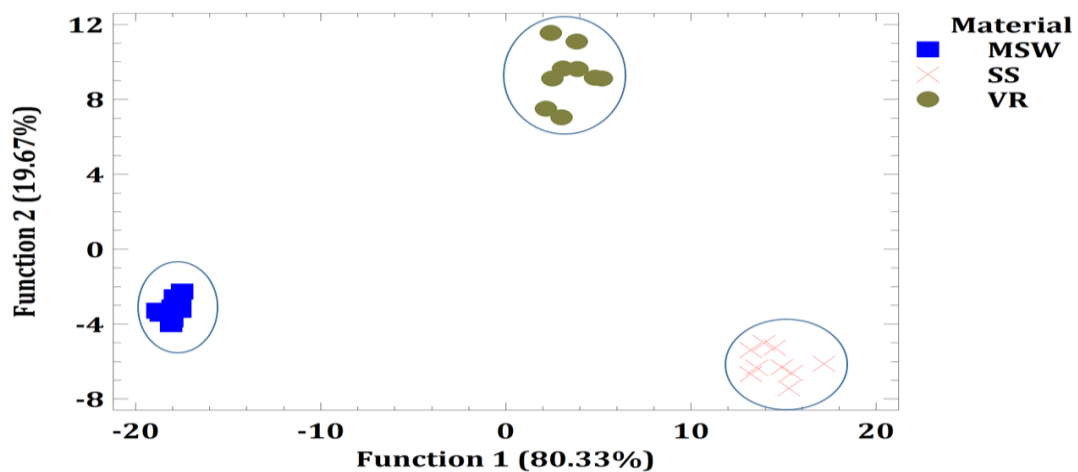
Facility <sup>b</sup>	M (%)	pH	EC (mS/cm)	OM (%)	C / N	AT <sub>4</sub> (gO <sub>2</sub> kg <sup>-1</sup> OM)	DRI (gO <sub>2</sub> kg <sup>-1</sup> OM h <sup>-1</sup> )	GI (%)
<b>VR1</b>	41.05 g	9.18 f	8.48 c	48.43 c	11.73 bc	23.20 b	0.47 cd	45.79 bc
<b>VR2</b>	20.46 c	8.08 d	17.36 e	63.30 f	14.09 d	30.05 b	0.44 cb	2.66 a
<b>VR3</b>	24.72 d	9.68 g	9.97 d	39.64 b	10.91 b	25.72 b	0.38 bc	46.43 bc
<b>MSW1</b>	11.31 b	8.66 e	4.97 b	53.91 e	11.79 c	34.23 c	0.47 cd	32.73 b
<b>MSW2</b>	5.66 a	7.50 b	5.58 b	38.05 b	15.63 e	75.78 d	0.73 d	45.31 bc
<b>MSW3</b>	50.95 h	6.00 a	10.29 d	63.65 f	22.44 f	30.23 b	0.50 cd	0.00 a
<b>SS1</b>	30.80 e	7.72 c	4.67 b	47.19 c	8.92 a	1.32 a	0.04 a	91.08 d
<b>SS2</b>	32.33 f	8.26 d	2.72 a	26.09 a	9.63 a	9.04 a	0.20 acb	99.80 d
<b>SS3</b>	32.39 f	8.52 e	5.52 b	50.18 d	14.21 d	7.99 a	0.09 ab	52.68 c

<sup>a</sup> Data are mean values (n=3), those with the same letter in the same column are not significantly different from each other (LSD,  $p < 0.05$ ).

Abbreviations: M: moisture; EC: electrical conductivity; OM: organic matter; C/N: carbon-nitrogen ratio; AT<sub>4</sub>: dynamic accumulated respiration activity; DIR: dynamic respirometric index GI: germination index. All data are on a dry weight basis.

<sup>b</sup> Vegetal Residue (VR); Municipal Solid Waste (MSW); Sewage Sludge (SS).

In this work, maturity indexes, physico-chemical parameters and microbiological contamination were evaluated on the composts produced. This allowed the performance of a statistical study that included discriminant and correlation analysis. The discriminant analysis loading plot of control parameters, fecal contamination indicators and degradation percentages of the organic fractions from Municipal Solid Waste (MSW), Sewage Sludge (SS) and Vegetal Residue (VR). is represented in Figure 4. Data are grouped in three classes: I, MSW; II, VR; III, SS. This analysis was performed including the parameters gathered in Table 3 and Figures 2 and 3. Two discriminant functions were obtained that explained 100% of the variation. The first discriminant function accounts for 80.33% of the variation and separated the samples into three groups in function of the raw material. The second function explained 19.67% of the variation and separated the green wastes of both urban wastes evaluated in the work. In both functions, the separation was mainly based on respirometry indexes, fecal coliform group and holocellulose degradation. This indicates that both the origin of the waste to be treated and the sanitation and stabilization operations during composting were fundamental to generate composts of agronomic interest.



**Figure 4.** Discriminant analysis from Municipal Solid Waste (MSW), Sewage Sludge (SS) and Vegetal Residue (VR).

Spearman's correlation analysis is shown in Table 4. This analysis provided a deeper understanding of the factors that affected the sanitization and stabilization of the bio-materials. As expected, the proliferation of fecal



contamination indicator groups in composts was a clear symptom of the presence of fresh organic matter and, therefore, of detectable phytotoxicity in GI or by respirometry (RDI and AT<sub>4</sub>). Although very few articles have evaluated this relationship, there is literature that corroborates the results obtained [47]. On the contrary, when the consumption of the holocellulose fraction was increased, products that promoted plant growth were generated ( $R^2 = 0.56$ ). This value indicated that the consumption of nutrients present in the residues was not only intense, but also served to produce stabilized composts. In short, although parameters of different nature were used, the results showed that, despite the intrinsic difficulties of industrial-scale composting to ensure optimal composting conditions, it is possible to predict and manage the process to correct the deficiencies of the starting raw materials.

#### 4. Conclusions

Frequently, urban organic waste treatment facilities are unable to generate bioproducts with sufficient quality to give an agronomic use to the composts. According to the results obtained in the present study, most of these facilities are capable of ensuring adequate sanitation. Thus, they generate materials that do not constitute a risk of disease transmission, in accordance with current legislation. However, as reflected by the compost quality parameters used, proper sanitization was not a sufficient condition to generate mature and stable products. Only by enabling degradative conditions of the organic matter fractions contained in the waste, a stabilization of the bio-materials was achieved and, therefore, a loss of phytotoxic compounds. The facilities that treated MSW had greater difficulties than those that treated SS. Therefore, more emphasis should be placed on the duration of the process, since the control parameters of these raw materials are suitable for composting. The use of the germination index and respirometric parameters facilitated the monitoring of the industrial process. In future research on industrial composting it may be advisable to introduce microbiological indicators. These parameters, together with those used in this study, may reveal the true operating strategy under industrial conditions, which will ensure the production of high quality compost.

**Table 4.** Spearman's correlation matrix between maturity indexes, physico-chemical parameters and microbiological contamination of industrial composts (n = 9).

	%Degr S F	S R Clostridia	%Degr SOC	Fecal Enterococci	<i>E. coli</i>	Fecal Coliform	Total Coliforms	AT <sub>4</sub>	DRI	GI	C/N	OM	pH
%Degr Holocellulose	X	0.42	-0.53	-0.42	-0.41	-0.76	-0.43	-0.70	-0.62	0.56	-0.61	X	X
%Degr S F		0.48	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
S R Clostridia			X	X	X	-0.48	X	X	-0.56	0.47	X	X	X
%Degr SOC				X	0.58	0.58	0.71	0.77	0.51	-0.47	0.44	X	X
Fecal Enterococci					0.57	X	X	X	X	X	0.61	X	X
<i>E. coli</i>						0.55	0.65	0.60	0.40	-0.50	0.66	X	- 0.44
Fecal Coliforms							0.52	0.77	0.64	-0.40	0.47	X	X
Total Coliforms								0.56	X	-0.41	X	X	X
AT <sub>4</sub>									0.83	-0.59	0.60	X	X
DRI										-0.56	0.48	X	X
GI											-0.71	-0.73	X
C/N												0.5	- 0.45
OM													X

Abbreviations: %Degr Holocelullose: % Degradation of Cellulose + Hemicellulose; %Degr S F: % Degradation of Soluble Fraction (Reducing Sugars, Proteins Total, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>); %Degr SOC: % Degradation of Soluble Organic Carbon; S R Clostridia: sulfate-reducing clostridia; AT<sub>4</sub>: dynamic accumulated respiration activity, DRI: dynamic respirometric index; GI: germination index, C/N: carbon-nitrogen ratio, OM: organic matter. Blue color represents positive correlation and yellow color negative correlation. X indicates statistically non-significant values in the Spearman's correlation.

**References**

- 1- Van-Ewijk, S.; Stegemann, J.A. Recognising waste use potential to achieve a circular economy. *Waste Manage.* 2020, 105, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.019>
- 2- Pergola, M.; Persiani, A.; Palese, A.M.; Di Meo, V.; Pastore, V.; D'Adamo, C.; Celano, G. Composting: The way for sustainable agriculture. *Appl. Soil Ecol.* 2018, 123, 744–750. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.016>
- 3- Alvarenga, P.; Palma, P.; Gonçalves, A.P.; Fernandes, R.M.; Cunha-Queda, A.C.; Duarte, E.; Vallini, G. Evaluation of chemical and ecotoxicological characteristics of biodegradable organic residues for application to agricultural land. *Environ. Int.* 2007, 33, 505–513. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.11.006>
- 4- Alvarenga, P.; Mourinha, C.; Farto, M.; Santos, T.; Palma, P.; Sengo, J.; Morais, M.C.; Cunha-Queda, C. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: benefits versus limiting factors. *Waste Manage.* 2015, 40, 44–52. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.027>
- 5- Barrena, R.; Font, X.; Gabarrell, X.; Sánchez, A. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Manage.* 2014, 34, 1109–1116. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.008>
- 6- Ayilara, M.S.; Olanrewaju, O.S.; Babalola, O.O.; Odeyemi, O. Waste management through composting: Challenges and potentials. *Sustainability.* 2020, 12, 4456. <https://doi.org/10.3390/su12114456>
- 7- Siles-Castellano, A.B.; López, M.J.; López-González, J.A.; Suárez-Estrella, F.; Jurado, M.M.; Estrella-González, M.J.; Moreno, J. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. *J. Clean. Prod.* 2020, 252, 119820. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119820>
- 8- Majbar, Z.; Lahlou, K.; Abbou, M.B.; Ammar, E.; Triki, A.; Abid, W.; Nawdali, M.; Bouka, H.; Taleb, M.; El Haji, M.; Rais, Z. Co-composting of olive mill waste and wine-processing waste: An application of compost as soil amendment. *J. Chemistry.* 2018, 2018, 7918583. <https://doi.org/10.1155/2018/7918583>
- 9- Zhang, D.; Luo, W.; Li, Y.; Wang, G.; Li, G. Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions. *Bioresour. Technol.* 2018, 250, 853–859. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.136>

- 10- Troschinetz, A.M.; Mihelcic, J.R. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Manage.* 2009, 29, 915–923. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.016>
- 11- Wilson, D.C.; Rodic, L.; Schieinberg, A.; Velis, C.A.; Alabaster, G. Comparative analysis of solid waste management in 20 cities. *Waste Manag. Res.* 2012, 30, 237–254. <https://doi.org/10.1177/0734242X12437569>
- 12- Lohri, C.R.; Diener, S.; Zabaleta, I. Treatment technologies for urban solid biowaste to create value products: a review with focus on low- and middle-income setting. *Rev Environ. Sci. Biotechnol.* 2017, 16, 81–130. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9422-5>
- 13- Pascual, J.A.; García, C.; Hernández, T. Lasting microbiological and biochemical effects of the addition of municipal solid waste to an arid soil. *Biol. Fertil. Soils.* 1999, 30, 1–6. <https://doi.org/10.1007/s003740050579>
- 14- Soumaré, M.; Tack, F.M.G.; Verloo, M.G. Characterization of Malian and Belgian solid waste composts with respect to fertility and suitability for land application. *Waste Manag.* 2003, 23, 517–522. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00067-9](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00067-9)
- 15- Hargraves, J.C.; Adl, M.S.; Warman, P.R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric. Ecosys. Environ.* 2008, 123, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.004>
- 16- Zaharioiu, A.; Bucura, F.; Ionete, E.I.; Ionete, R.E.; Ebrasu, D.; Sandru, C.; Marin, F.; Oancea, S.; Nicolescu, V.; Miricioiu, M.G.; Constantinescu, M. Thermochemical decomposition of sewage sludge: An eco-friendly solution for a sustainable energy future by using wastes. *Rev. Chim.* 2020, 71, 171–181. <https://doi.org/10.37358/RC.20.10.8361>
- 17- Nafez, A.H.; Nikaeen, M.; Kadkhodaie, S.; Hatamzadeh, M.; Moghim, S. Sewage sludge composting: quality assessment for agricultural application. *Environ. Monit. Assess.* 2015, 187, 709. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4940-5>
- 18- Iordache, M.; Iordache, A.M.; Sandru, C.; Voica, C.; Zgavarogea, R.; Miricioiu, M.G.; Ionete, R.E. Assessment of heavy metals pollution in sediments from reservoirs of the Olt River as tool for environmental risk management. *Rev. Chim.* 2019, 70, 4153–4162. <https://doi.org/10.37358/RC.19.12.7725>
- 19- Smith, S.R. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environ. Int.* 2009, 35, 142–156. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.06.009>
- 20- Zhao, B.; O'Connor, D.; Zhang, J.; Peng, T.; Shen, Z.; Tsang, D.C.W.; Hou, D. Effect of pyrolysis temperature, heating rate, and residence time on

- rapeseed stem derived biochar. *J. Clean. Prod.* 2018, 174, 977–987. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.013>
- 21- O'Connor, D.; Peng, T.; Zhang, J.; Tsang, D.C.W.; Alessi, D.S.; Shen, Z.; Bolan, N.S.; Hou D. Biochar application for the remediation of heavy metal polluted land: A review of in situ field trials. *Sci. Total Environ.* 2018, 619–620, 815–826. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.132>
- 22- Almeida, N.; Komilis, D.; Barrena, R.; Gea, T.; Sánchez, A. The importance of aeration mode and flow rate in the determination of the biological activity and stability of organic wastes by respiration indices. *Bioresour. Technol.* 2015, 196, 256–262. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.102>
- 23- Cesaro, A.; Belgiorno, V.; Guida, M. Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use. *Resour. Conserv. Recy.* 2015, 94, 72–79. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.11.003>
- 24- Tønner-Klank, L.; Møller, J., Forslund, A.; Dalsgaard, A. Microbiological assessments of compost toilets: In situ measurements and laboratory studies on the survival of fecal microbial indicators using sentinel chambers. *Waste Manag.* 2007, 27, 1144–1154. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.04.021>
- 25- López-González, J.A.; López, M.J.; Vargas-García, M.C.; Suárez-Estrella, F.; Jurado, M.; Moreno, J. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. *Bioresour. Technol.* 2013, 146, 574–584. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.122>
- 26- Miller, G.L. Use of dinitrosalicylic acid reagent for the determination of reducing sugars. *Anal. Chem.* 1959, 31, 426–428. <https://doi.org/10.1021/ac60147a030>
- 27- Herber, D.; Phipps, P.; Stronoe, R. Chapter III. Chemical Analysis of Microbial Cells. In: Norris, J., Ribbons, D. W. (Eds.), *Methods in Microbiology*, Academy Press, New York, USA, 1971. Volume 5B, pp. 210–344.
- 28- Zucconi, F.; Monaco, A.; de Bertoldi, M. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle.* 1981, 22, 27–29.
- 29- Ponsá, S.; Gea, T.; Sánchez, A. Different indices to express biodegradability in organic solid wastes. *J. Environ. Qual.* 2010, 39, 706–712. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0294>
- 30- Liang, C.; Das, K.C.; McClendon, R.W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresour. Technol.* 2003, 86, 131–137. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00153-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00153-0)

- 31- Bonito, G.; Isikhuemhen, O.S.; Vilgalys, R. Identification of fungi associated with municipal compost using DNA-based techniques. *Bioresour. Technol.* 2010, 101, 1021–1027. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.109>
- 32- Gutiérrez, M.C.; Siles, J.A.; Diz, J.; Chica, A.F.; Martín, M.A. Modelling of composting process of different organic waste at pilot scale: Biodegradability and odor emissions. *Waste Manage.* 2017, 59, 48–58. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.045>
- 33- Luo, Y.; Liang, J.; Zeng, G.; Chen, M.; Mo, D.; Li, G.; Zhang, D. Seed germination test for toxicity evaluation of compost: Its roles, problems and prospects. *Waste Manage.* 2018, 71, 109–114. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.023>
- 34- Chen, X.; Chen, W.; Li, S.; Tang, X.; Wei, Z. The “quality” and “quantity” of microbial species drive the degradation of cellulose during composting. *Bioresour. Technol.* 2021, 320, 124425. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124425>
- 35- Bożym, M.; Siemiątkowski, G. Characterization of composted sewage sludge during the maturation process: a pilot scale study. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2018, 25, 34332–34342. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3335-x>
- 36- Zhang, Y.; Lashermes, G.; Houot, S.; Doublet, J.; Steyer, J.P.; Zhu, Y.G.; Barriuso, E.; Garnier, P. Modelling of organic matter dynamics during the composting process. *Waste Manage.* 2012, 32, 19–30. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.008>
- 37- Varma, V.S.; Das, S.; Sastri, C.V., Kalambhad, A.S. Microbial degradation of lignocellulosic fractions during drum composting of mixed organic waste. *Sustain. Environ. Res.* 2017, 27, 265–272. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2017.05.004>
- 38- Li, Y.; Li, W.; Liu, B.; Wang, K.; Su, C.; Wu, C. Ammonia emissions and biodegradation of organic carbon during sewage sludge composting with different extra carbon sources. *Int. Biodeterior. Biodegradation.* 2013, 85, 624–630. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.04.013>
- 39- Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 laying down rules on the making available on the market of EU fertilising products and amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009 and repealing Regulation (EC) No 2003/2003. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R1009&from=ES>.
- 40- Christensen, K.K.; Carlsbæk, M.; Kron, E. Strategies for evaluating the sanitary quality of composting. *J. Appl. Microbiol.* 2002, 92, 1143–1158. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2002.01648.x>

- 41- Heinonen-Tanski, H.; Mohaibes, M.; Karinen, P.; Koivunen, J. Methods to reduce pathogen microorganisms in manure. *Livest. Sci.* 2006, 102, 248–255. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2006.03.024>
- 42- Gurusamy, N.N.; Puffer, N.; de Jongh, C.; Rodríguez Gil, C.; Aspray, T.J. Effect of initial moisture content and sample storage duration on compost stability using the ORG0020 dynamic respiration test. *Waste Manage.* 2021, 125, 215–219. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.02.048>
- 43- Estrella-González, M.J.; Jurado, M.M., Suárez-Estrella, F.; López, M.J.; López-González, J.A.; Siles-Castellano, A.; Moreno, J. Enzymatic profiles associated with the evolution of the lignocellulosic fraction during industrial-scale composting of anthropogenic waste: Comparative analysis. *J. Environ. Manag.* 2019, 248, 109312. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109312>
- 44- Zhu, L.; Zhao, Y.; Zhang, W.; Zhou, H.; Chen, X.; Li, Y.; Wei, D.; Wei, Z. Roles of bacterial community in the transformation of organic nitrogen toward enhanced bioavailability during composting with different wastes. *Bioresour. Technol.* 2019, 285, 121326. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121326>
- 45- Guo, R.; Li, G.; Jiang, T.; Schuchardt, F.; Chen, T.; Zhao, Y.; Shen, Y. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresour. Technol.* 2012, 112, 171–178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.099>
- 46- Bernal, M.P.; Soomer, S.G.; Chadwick, D.; Qing, C., Guoxue, L.; Michel Jr.; F.C.. Chapter Three - Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits. In: Sparks, D.L., (Ed). *Advances in Agronomy*. Academic Press. USA, 2017, 144, 143–233. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002>
- 47- Brinton Jr.; W.F.; Storms, P.; Blewett, T.C. Occurrence and levels of fecal indicators and pathogenic bacteria in market-ready recycled organic matter composts. *J. Food Prot.* 2009, 72, 332–339. <https://doi.org/10.4315/0362-028X-72.2.332>



**DISCUSIÓN**



**5. DISCUSIÓN**

El compostaje constituye una de las soluciones más adecuadas para el reciclado de residuos generados por las actividades humanas, permitiendo aprovechar los recursos contenidos en los mismos, a la vez que se minimizan los problemas derivados de la contaminación provocada por su acumulación y gestión inadecuada. Actualmente, el número de plantas industriales para el tratamiento de residuos orgánicos ha aumentado considerablemente (Kalmykova et al., 2018), por lo que, realizar un correcto seguimiento del proceso de compostaje es fundamental, con el fin obtener un producto final estabilizado y de calidad, apto para su aplicación en suelos. Este producto final, el compost, va mejorar las características del suelo, la retención de agua y la inercia térmica, favoreciendo al control natural de plagas y aportando nutrientes para el crecimiento de las plantas (Wei y Liu, 2005).

En esta Tesis Doctoral se ha realizado un análisis comparativo entre diferentes plantas de tratamiento de compostaje industrial, que utilizan como materias primas residuos orgánicos de distinta naturaleza (residuos vegetales, residuos sólidos urbanos, lodos de depuradora, residuos agroindustriales y alpeorujo). Los análisis efectuados recopilan información, atendiendo tanto a parámetros físico-químicos como biológicos, lo que permitió comparar la evolución de los mismos durante el proceso, junto con la determinación de la calidad de los compost obtenidos por las distintas plantas de compostaje seleccionadas para el estudio.

Un proceso de compostaje que no se realiza de forma adecuada, da como resultado una materia orgánica insuficientemente estabilizada o un compost inmaduro, que puede perjudicar al medio ambiente y al suelo, afectando al crecimiento de las plantas y causar daños a los cultivos por fitotoxicidad, entre otros (Goyal et al., 2005). La calidad de un compost está directamente relacionada con su estabilidad y madurez. La madurez describe la capacidad de un producto para ser utilizado en agricultura para el crecimiento de las plantas y, por tanto, está relacionado con la fitotoxicidad. Uno de los métodos más usados para la evaluación de la fitotoxicidad es la determinación del Índice de Germinación (IG). Según Emino y Warman (2004), los materiales con valores de índice de germinación (IG) inferiores al 50% son altamente fitotóxicos, entre el 50% y el 80% son moderadamente fitotóxicos, más del 80% son no fitotóxicos y los materiales con un IG superior al 100% tienen efecto fitonutriente o fitoestimulante. En el primer trabajo publicado (Artículo 1 de la presente tesis Doctoral) se realizó el estudio de la evolución del IG durante las distintas fases del proceso de compostaje de las 15 plantas de tratamiento industrial seleccionadas (3 plantas por cada tipo de residuo). En general, y como era de esperar (Huang et al., 2017), los valores de IG mostraron una tendencia

creciente desde el inicio del proceso de compostaje, aunque con unos resultados muy dispares dependiendo de la planta considerada y, principalmente, con el material de partida (Figura 1, Artículo 1). En el caso de residuos de alpeorujos, lodos de depuradora y residuos agroalimentarios, los valores de IG alcanzados fueron superiores al 80% al final del proceso, perdiendo así su fitotoxicidad. Por el contrario, en las instalaciones de procesamiento de residuos sólidos municipales y residuos vegetales, el material nunca tuvo valores de IG superiores al 50%, por lo que, el compost final generado fue claramente fitotóxico.

Para poner en contexto adecuado estos resultados, junto a la fitotoxicidad se analizaron aquellos parámetros que afectan al resultado de IG, es decir, un conjunto de parámetros físico-químicos, junto al contenido de metales pesados, en todos los productos finales de cada una de las plantas de tratamiento, con el fin de encontrar relaciones entre madurez expresada como IG y cada uno de los parámetros determinados en las muestras. Los valores elevados de pH y conductividad eléctrica del compost afectan de forma notable a la germinación de las semillas (Barral y Paradelo 2011). La mayoría de los productos finales tenían valores de pH en el rango de lo establecido como idóneo para el compost, entre 6 y 9 (Cayuela et al 2008), excepto en las plantas de residuos vegetales 1 y 3, y de alpeorujos 3, en las cuales los valores de pH estuvieron alejados del óptimo en compostaje, lo que explica los bajos valores de IG obtenidos para estos compost. En cuanto a la conductividad eléctrica, en el compost de residuos vegetales y de residuos sólidos urbanos se obtuvieron los niveles más altos de conductividad eléctrica, correlacionándose con la alta fitotoxicidad detectada, especialmente para la planta de residuos vegetales 2 y residuos sólidos urbanos 3, lo que conllevó a la obtención del bajo valor de IG del compost generado. La materia orgánica de los productos finales estuvo en el rango de valores descritos en la literatura para composts, 30-60% (Fialho et al., 2010) excepto para el compost residuo agroalimentario 1 y residuos de alpeorujos 3, que se situaron por encima de estos valores, pero sin causar fitotoxicidad, es decir, la alta materia orgánica registrada no contuvo elementos que afectasen a la madurez del producto. La cantidad de nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) fue relativamente baja en comparación con el nitrógeno nítrico ( $\text{NO}_3^-$ ), lo que está relacionado con la estabilización de la materia orgánica. Según Bernal et al. (1998), una proporción alta de  $\text{N-NH}_4^+$  o  $\text{N-NH}_4^+ / \text{NO}_3^-$  superior a 0,16 produce efectos fitotóxicos. Sin embargo, en este estudio no se notó este efecto, ya que los compost con estas características no eran fitotóxicos. Por otra parte, la fitotoxicidad está relacionada con la alta concentración de compuestos fenólicos (Pinho et al., 2017). Esta fracción alcanzó los valores más altos en compost de las plantas de residuos vegetales 3 y lodos de depuradora 1. En el primer caso, los compuestos fenólicos

podrían contribuir a la fitotoxicidad del material, pero no fue el caso del compost de lodos de depuradora 1, que resultó no fitotóxico.

El contenido de metales pesados del compost es un factor limitante que debe analizarse para su aplicación segura como enmienda orgánica en el suelo (Moral et al., 2009). En estudio se cuantificó el contenido de metales pesados de los compost de las diferentes plantas de tratamiento y se clasificaron acorde a los valores límite establecidos por la legislación española, Real Decreto 506/2013 (BOE, 2013) (Clase A para alta calidad, Clase B para media y Clase C para baja calidad). Se analizaron todos los metales pesados considerados en la normativa vigente, excepto el mercurio, además del arsénico, que se incluyó en el estudio debido a su creciente importancia como contaminante emergente (Attanayake et al., 2015). En el estudio se detectaron altos niveles de metales pesados en el compost de lodos de depuradora y residuos sólidos urbanos, lo que se encuentra bien descrito por otros autores (Alvarenga et al., 2015). Mientras que, en los compost producidos a partir de residuos vegetales, residuos agroalimentarios y alpeorajo, el contenido de metales pesados fue sustancialmente inferior. El contenido de cobre en residuos vegetales fue relativamente alto, lo que impidió que algún compost fuera Clase A. Sin embargo, todos los compost de lodos de depuradora se ajustaron a la clase B debido a su elevado contenido de cobre y zinc. En las instalaciones de residuos sólidos urbanos 1 y 3, los niveles de algunos metales pesados fueron superiores al límite establecido para un compost de calidad Clase C, especialmente en plomo, lo que impiden que se utilicen como enmienda orgánica. De hecho, los productos finales de residuos sólidos urbanos analizados se disponen actualmente en vertederos. Debido a la ausencia de valores umbral para el arsénico en el Real Decreto 506/2013 (BOE, 2013), los resultados obtenidos se pueden comparar con otros estándares internacionales de calidad del compost como los de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos que limita el arsénico a 41 mg kg<sup>-1</sup> (US EPA, 2000) superior a los valores de las muestras, dato cumplido en todas las muestras analizadas.

Para completar el estudio efectuado, era necesario integrar análisis de correlaciones entre las variables físico-químicas evaluadas y el IG, así como añadir el análisis discriminante (DA) de los datos. De acuerdo a nuestros registros, el parámetro con mayor correlación significativa con el IG fue el carbono orgánico soluble (SOC). Lo cual encaja con los datos de Cui et al. (2017), que establecieron una relación entre la cantidad de materia fresca soluble y la presencia de compuestos fitotóxicos en el compost. Los otros parámetros evaluados no se correlacionaron significativamente con el IG, a pesar de que la correlación para algunos de ellos está bien descrita en la bibliografía (Barral y Paradelo, 2011). De acuerdo con esto, las propiedades

químicas del compost apenas se correlacionaron con el parámetro de madurez utilizado en el estudio (IG). Con toda probabilidad, la razón de esto radica en la elevada heterogeneidad de las muestras de compost analizadas. Sin embargo, el análisis discriminante sí separó los compost en grupos bien diferenciados en función de las materias primas de partida de los procesos industriales. El DA se aplicó a todos los parámetros determinados en este estudio, excepto a los metales pesados y a la relación AH/AF, que se excluyeron en el DA porque su nivel de tolerancia estaba por debajo del mínimo establecido ( $p < 0,05$ ). El DA agrupó las muestras según las materias primas. Se obtuvieron dos funciones discriminantes que explicaban el 87,66% de la variación. La primera función discriminante separó las muestras en tres grupos (residuos agroindustriales, residuos vegetales y el resto de compost), basándose principalmente en los valores de IG, pH y CE. En el compost de residuos vegetales, la presencia de compuestos que provocaron valores elevados de pH y conductividad fue la principal causa de fitotoxicidad. El caso opuesto lo representa el compost de residuos agroindustriales cuyos valores de IG más adecuados, reflejaron que el proceso de compostaje industrial redujo significativamente la presencia de compuestos fitotóxicos, como los compuestos amoniacales entre otros. La segunda función separó el compost de residuos sólidos urbanos (RSU) del compost de residuos agroindustriales, lodos de depuradora y residuos vegetales, dejando al compost de alpeorujo en un punto medio entre ambos grupos. En este caso, las muestras también se separaron principalmente por los valores de pH, CE y GI, además del contenido de materia orgánica (MO). Los compost RSU se diferenciaron del resto de compost por sus bajos valores de IG y su alto contenido en MO, lo que puede indicar que el compost no está terminado. En el caso del compost de alpeorujo, la disparidad de resultados de IG fue notable, probablemente debido a la presencia de ciertos compuestos que causan una leve fitotoxicidad, que se detectó en la planta 2 de alpeorujo, pero no en el resto. Esta puede haber sido la razón del posicionamiento intermedio de estas muestras a lo largo de la función 2. Estos resultados confirman la diferenciación del compost producido en base a los materiales de partida utilizados en los procesos industriales. En resumen, a pesar de la gran dispersión de los datos obtenidos en las diferentes plantas de tratamiento, fue posible encontrar un patrón común para el compost producido a partir de materias primas similares. Los compost de residuos vegetales y RSU tuvieron un efecto fitotóxico debido principalmente a su elevado pH y CE y a la incompleta estabilización de la materia orgánica, acrecentada en el caso de los RSU por el enorme contenido en algunos metales pesados en las muestras de compost. Por otro lado, cabe destacar la notable variabilidad que se registró en el compost procedente de residuos agroalimentarios, que, como se ha indicado anteriormente, presentó los

valores más altos de IG. Estos resultados sugieren que es fundamental considerar las características intrínsecas de cada materia prima a compostar, ya que son decisivas para conseguir un compost estable biológicamente y no fitotóxico. Además, las condiciones de condiciones operativas del proceso también poseen un alto impacto en el material final generado en la planta industrial de compostaje.

Alrededor de un tercio de los compost producidos en Europa se encuentra elaborado a partir de residuos agroalimentarios (Cesaro et al., 2015). En la mayoría de las plantas de tratamiento que procesan este tipo de residuos, tienen que enfrentarse a la heterogeneidad de las materias primas, la falta de enmienda orgánicas adecuadas y las limitaciones operativas, que dificulta alcanzar unas condiciones óptimas para el compostaje (Morales et al., 2016). Por ello, el compost producido en estas condiciones industriales no es siempre de la mejor calidad (Silva et al., 2014). En el segundo trabajo publicado (artículo 2 de la presente Tesis Doctoral), se seleccionaron seis plantas de compostaje industrial de las quince totales en estudio y en ellas, se evaluó el efecto que posee la mezcla de partida establecida en la calidad del compost producido. Para ello, se emplearon las plantas de compostaje industrial que procesan residuos agroalimentarios, las 3 de alpeorujó (M4-M5-M6-OMW), 2 plantas cuya mezcla de residuos de entrada pertenece a lodos de cítricos (M1-CS y M3-CS), y 1 planta que procesa restos del fruto del tomate (M2-CT). En cuanto a las propiedades físico-químicas, se observó que la humedad en las muestras analizadas fue muy variable. Solo dos de ellas presentaron un valor óptimo valor de humedad (50%-65%). La mayoría de las materias primas presentaron un valor de pH cercano a la neutralidad, lo que se considera óptimo para el compostaje (López-González et al. 2013). La conductividad eléctrica de la mezcla correspondiente M2-CT fue muy elevada, lo que puede explicarse debido a los valores elevados de conductividad eléctrica de los propios residuos de plantas de tomate utilizados como estructurante. El resto de las mezclas presentaron valores de conductividad eléctrica cercanos a los valores recomendados por la literatura especializada (Jara-Samaniego et al., 2007). La densidad aparente es otro parámetro importante a tener en cuenta en la realización de las mezclas iniciales del compostaje, puesto que influye en el intercambio de gases y la transferencia de calor a través de los materiales, necesarios para la actividad de los microorganismos. Los valores de densidad aparentes óptimos se sitúan en torno al rango de 0,2 a 0,35 g cm<sup>-3</sup> (Chang et al., 2019). La mayoría de las materias primas utilizadas en las plantas de residuos agroalimentarios poseyeron un valor de densidad aparente cercano o inferior este rango, debido a que los agentes acondicionadores empleados provocaron una reducción de la elevada densidad aparente típica de los

materiales correspondientes a residuos de la extracción del aceite de oliva y residuos de lodos de cítricos. La relación Carbono/Nitrógeno se considera un parámetro clave en el proceso, y su valor óptimo en compostaje debe de estar comprendido en el rango 25-30 (Bernal et al., 2017). En este estudio, para las mezclas M1-CS, M2-CT y M3-CS, dicha relación C/N presentó un valor menor a 17, y en el caso de las mezclas de alpeorujos se obtuvo un valor entre 18-21. El contenido de lignocelulosa en las mezclas iniciales proviene principalmente de los estructurantes vegetales incorporados. La lignina presenta una alta resistencia a la biodegradación, por lo que va a influir en la degradación de la materia orgánica durante el compostaje (Tuomela et al., 2000). Por lo general, cuanto mayor es el contenido de lignina, menor es la degradación del material y más largo es el proceso de compostaje (López-González et al., 2013). Las mezclas realizadas con lodos de cítricos, presentaron el menor contenido en lignina, por lo que se degradaron más rápidamente que las mezclas basadas en tomate y alpeorujos, que presentaron un contenido de lignina superior al 10%.

En este caso, el estudio de la estabilidad del compost, se realizó utilizando el Índice Respirométrico Dinámico (IRD), ya que éste refleja el grado de descomposición de materia orgánica durante la biotransformación y proporciona una medida de la actividad biológica (Wichuk y McCartney, 2010). En general el IRD, descendió desde los elevados valores iniciales hasta los valores más reducidos, sin producirse cambios significativos, desde la fase bio-oxidativa hasta llegar a la fase de maduración. Durante la fase bio-oxidativa el IRD disminuyó un 80% en las mezclas basadas en lodos de cítrico y tomate, mientras que en las mezclas basadas en alpeorujos la disminución fue menor, coincidiendo con lo descrito por Albuquerque et al. (2009). Además, la presencia y cantidad de estiércol en las mezclas, determinaron una mayor reducción IRD durante la fase bio-oxidativa. No obstante, la dispersión de los valores de IRD en todas las plantas disminuyó a medida que avanzaba el proceso de compostaje desde los valores iniciales hasta los valores de enfriamiento y producto final. Esto puede estar relacionado con la homogeneización de los materiales durante el compostaje debido a los volteos y la degradación de la materia orgánica.

El grado de madurez de los compost industriales producidos en las seis plantas se analizó determinando la relación de humificación CAH/CAF y el IG. La evolución de la relación de humificación CAH/CAF fue bastante dispar en función del residuo agroalimentario estudiado. En los materiales basados en alpeorujos y tomate, la relación CAH/CAF aumentó, mientras que en las mezclas basadas en cítricos disminuyó. Solo los materiales basados en alpeorujos y M1-CS alcanzaron una relación de humificación final superior o cercana a 1, lo que se considera adecuado para un compost maduro (Azim et al., 2018). A pesar del bajo grado de humificación (CAH / CAF) de las restantes plantas de tratamiento

analizadas, en la fase de enfriamiento y producto final, éstas fueron las que dieron valores de IG más altos, incluso desde la fase de enfriamiento. Se puede llegar más allá, ya que, los compost de M1-CS y M2-CT se consideraron sustratos promotores del crecimiento de las plantas, alcanzando valores de IG superiores al 100%. Por el contrario, M5-OMW, el material final más humidificado, fue el producto final más fitotóxico, aunque sorprendentemente no era fitotóxico en la fase de enfriamiento. Esto puede estar relacionado con la posible incorporación de material fresco durante la fase de maduración. Las otras plantas de tratamiento de residuos de alpeorajo, aunque con gran variabilidad de resultados y dispersión en los datos, lograron obtener productos finales con cierta madurez. La variabilidad entre los resultados de GI y CAH/CAF en las plantas alpeorajo, podría explicarse en base a las características particulares que posee este residuo. La compleja interacción entre diferentes sustancias fenólicas presentes en el alpeorajo confiere a este material un efecto tóxico (fitotóxico y antimicrobiano). Esto junto con la liberación de compuestos fenólicos tras la degradación de la lignina presente en muchos residuos orgánicos, conduciría a esta desaceleración en la eliminación del potencial fitotóxico de las muestras y puede dificultar la velocidad real de polimerización durante la humificación (Martínez-Gallardo et al., 2020).

En este segundo artículo de la Tesis, igualmente se desgranaron las diferentes características físico-químicas que presentaron los biomateriales compostados, a fin de conocer cómo afectaron al desarrollo del proceso industrial, pero no se va a insistir en presentarlos aquí, ya que han sido debidamente detallados en el artículo 1 de la presente Tesis Doctoral. En este caso, lo que se implementó fue el estudio estadístico de análisis de componentes principales por materias primas y mediante análisis de compost final. De acuerdo al estudio efectuado, la agrupación de las muestras cambió tras el compostaje desde la inicial, que separaba mezclas hechas con la misma materia prima, al compost final en el que sólo dos compost de alpeorajo seguían teniendo características similares. Las variables que más influencia tuvieron, fueron el pH y la MO para las mezclas basadas en cítricos, la CE para la mezcla de tomate, mientras que las mezclas basadas en alpeorajo se agruparon con SOC, C/N, densidad aparente y el contenido de lignina. Para los productos finales, la CE y el IG tuvieron una alta influencia para el grupo de M1-CS, M2-CT y M4-OMW, mientras que la relación de mineralización del N fue el principal impulsor de la separación de M3-CS debido a su alto valor en este material.

Para establecer una clasificación de las materias primas según su adecuación para ser sometidas a compostaje y relacionarlas con la calidad del compost obtenido, se seleccionaron una serie de parámetros clave, que se compararon con los que aparecen descritos en la bibliografía como óptimos para

los materiales iniciales y finales del compostaje. Se buscó utilizar una puntuación a cada compost en función de estos parámetros clave seleccionados. Cuanto más se acerque un biomaterial a la puntuación total 1, mejor será la calidad del sustrato, ya sea como materia prima para ser sometido a compostaje o como compost producido de calidad. En general, todas las materias primas eran de calidad inaceptable para para el compostaje debido a la baja relación C/N, ninguna de las mezclas alcanzó el mínimo requerido ( $C/N=25$ ). Teniendo en cuenta el resto de parámetros, la mejor materia prima fue M4-OMW (0,8), seguida de M5-OMW, M3- CS, y M1-CS (0,6), mientras que M2-CT (0,2) resulto como la de menor adecuación para el compostaje. A pesar de la baja idoneidad de algunas de las mezclas iniciales, todo el compost final tenía una calidad suficiente, alcanzando puntuaciones superiores a 0,6, lo que significa que un mínimo de cinco parámetros de ocho, relacionados con la estabilidad y la madurez, se encontraron dentro del óptimo para un compost de calidad. Cabe destacar un dato. El compost M2-CT estaba entre los que obtuvieron la puntuación más alta (0,88) aunque procediera de la mezcla inicial que tenía la calidad más baja de partida. Todos los compost tuvieron puntuaciones de 0,88, excepto M5-OMW (0,75) y M3-CS (0,63), ambos con un  $pH > 8.5$ . Estudios anteriores habían analizado la viabilidad de llevar a cabo procesos de compostaje de residuos alimentarios, a partir de materiales que tienen una baja relación C/N (Zhu, 2007; Voběrková et al., 2020). De acuerdo a nuestros resultados, existe de la posibilidad de obtener compost de calidad sin necesidad de un ajuste preciso de la relación C/N inicial para el compostaje de residuos agroalimentarios a escala industrial.

Los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora constituyen un grupo de residuos orgánicos que se generan en grandes cantidades, y que generalmente se gestionan mediante un tratamiento de compostaje industrial (Zhang et al., 2018). Debido a su origen, composición y complejidad, es difícil asegurar una adecuada estabilización de la materia orgánica y una correcta higienización de la misma a escala industrial. En el tercer artículo publicado (artículo 3 de la presente Tesis Doctoral), se evaluaron seis plantas de tratamiento de compostaje industrial, tres que procesan residuos sólidos urbanos y tres que procesan lodos de depuradora, desde el punto de vista del grado de higienización y la calidad del compost producido. Además, los resultados se compararon utilizando el modelo de compost industrial a partir de residuos vegetales.

El estudio físico-químico de las diferentes materias primas que se compostan es fundamental para garantizar un proceso eficiente. Especialmente en instalaciones industriales, donde el volumen de residuos tratados puede causar dificultades adicionales (Barrena et al., 2014). En plantas pertenecientes



a las tres materias primas distintas analizadas, se obtuvieron valores superiores al 80% de humedad, lo que favorece las condiciones anaeróbicas en las pilas al inicio del proceso de compostaje (Liang et al., 2003). En cuanto al pH, el comportamiento se limitó al tipo del residuo. En los residuos sólidos urbanos el pH fue ligeramente ácido (Bonito et al., 2010), en cambio, en los lodos de depuradora y los residuos vegetales se obtuvieron valores por encima de la neutralidad del pH. En cuanto a la conductividad, se observó que los lodos de depuradora y residuos sólidos urbanos, resultaron más adecuados como sustratos de partida que los residuos vegetales. Además, todos los residuos contenían una alta carga orgánica susceptible de sufrir un proceso de compostaje. Las relaciones Carbono/Nitrógeno no alcanzaron el valor de 10 en lodos de depuradora, ni el valor de 15 en residuos vegetales. Por el contrario, la proporción fue óptima (20-30) para los residuos sólidos urbanos. La respirometría reveló el mayor consumo de oxígeno asociado a los residuos sólidos urbanos con respecto al de lodos de depuradora. A su vez, se detectó que las materias primas que llegan a las plantas industriales son biomateriales con alto contenido de materia orgánica fresca no estabilizada. Este hecho quedó plenamente demostrado a través del resultado de la fitotoxicidad, dado que la totalidad de los residuos analizados, presentó valores inferiores al 50% en índice de germinación.

En un proceso de compostaje, la descomposición de la materia residual polimérica ocurre por acción microbiana. La microbiota consume nutrientes en formas químicas solubilizadas y simples. Las exoenzimas secretadas por los microorganismos producen la liberación de las fuentes básicas de nutrientes. Por lo que, durante el compostaje debe de haber un consumo considerable de las fracciones solubles y poliméricas del material residual. En este estudio se evaluaron tanto las fracciones solubles como poliméricas, al inicio y al final del proceso. Esta cuantificación permitió conocer el estado de degradación que sufrieron los biomateriales durante el compostaje. Según los resultados obtenidos en la fracción polimérica, el contenido de fibras de las materias primas osciló entre el 30-40% del peso seco. Como se esperaba y se describe (Chen et al., 2021), la fracción mayoritaria de la misma, estaba constituida por celulosa (10-20%). El contenido de fibra fue relativamente constante entre todas las muestras, independientemente de la materia prima analizada. Por el contrario, la fracción soluble osciló mucho entre los diferentes grupos de residuos estudiados. El carbono orgánico soluble representó alrededor del 2,5% del peso seco en las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos, pero apenas alcanzó el 0,2% en las de lodos de depuradora. Por el contrario, en las plantas de lodos de depuradora, la fracción soluble mayoritaria fue claramente la perteneciente a proteínas solubles. Este resultado se puede explicar por el alto

contenido de fracción de nitrógeno que contienen estos residuos orgánicos (Bożym et al., 2018).

A lo largo del proceso de compostaje, las materias primas estudiadas sufren una serie de cambios que son detectables al analizar la variación de las fracciones solubles y poliméricas (López-González et al., 2013). El contenido variable de estas fracciones en los compost reveló situaciones en las que las biodegradaciones eran más intensas. La degradación de la materia orgánica se detectó claramente a través de la evolución de la fracción soluble, lo que coincide con Zang et al. (2012). Los resultados de las fracciones de fibra requieren largos períodos de degradación activa para mineralizarse de manera efectiva. La recalcitrancia de estas estructuras poliméricas genera un verdadero desafío al ataque microbiano en compostaje (Varma et al., 2017), aunque los microorganismos siempre acaban superándolo si las condiciones imperantes son las adecuadas.

Durante el compostaje es común encontrar procesos degradantes cuantificables en todas las fracciones de materia orgánica. Para ello, se evaluaron los porcentajes de degradación alcanzados por las distintas fracciones. Se detectó degradación de la fracción de holocelulosa (hemicelulosa + celulosa) en hasta siete de las nueve plantas de tratamiento estudiadas, con situaciones en las que esta fracción se consumía hasta en un 50% (lodos de depuradora 1 y lodos depuradora 2). De hecho, estos resultados difieren mucho según la materia prima a compostar. Así, en plantas de residuos sólidos urbanos apenas hubo una degradación significativa de la holocelulosa, mientras que en las de lodos de depuradora, ésta fue francamente intensa. En cuanto a las fracciones solubles, se detectó un considerable agotamiento de nutrientes en ambos residuos. De hecho, fue superior al detectado en las plantas de tratamiento de residuos vegetales. Aunque el uso de esta fracción por parte del microbiota generó distintos resultados, de acuerdo a la naturaleza de biomaterial compostado. De esta forma, se pudo corroborar una mayor disminución en los niveles de carbono orgánico soluble en las plantas de residuos sólidos urbanos, en comparación con la registrada en lodos de depuradora. Incluso, esta disminución superó con creces el 70% en dos instalaciones de residuos sólidos urbanos. En el caso de los resultados obtenidos en las plantas de lodos de depuradora, el consumo de la fracción soluble se atribuyó principalmente a la reducción de la fracción de nitrógeno de la materia orgánica.

En este último trabajo, se realizó el estudio de la contaminación fecal mediante cuatro grupos representativos: coliformes (total, fecal y *Escherichia coli*), enterococos fecales, clostridios sulfito reductores y *Salmonella* spp. Los primeros tres grupos indicadores se cuantificaron en sus niveles en compost, mientras que para *Salmonella* spp., se buscó la presencia en 25 g de compost.

Además, se compararon los niveles registrados de enterococos fecales y *E. coli* con los establecidos por la legislación europea vigente (Regulación (EU) 2019/1009). Esta legislación indica que los compost que se utilizan como fertilizantes no pueden contener niveles superiores a 1000 ufc/g en *E. coli* o enterococos (pero no es necesario en ambos grupos) y ausencia de *Salmonella* spp. en 25 g de compost. Según los resultados obtenidos, solo una instalación excedió estos límites microbianos y, además, contenía *Salmonella* spp., residuos sólidos urbanos 2. El resto de plantas de tratamiento cumplió con la legislación. Aun así, cuatro instalaciones superaron el contenido de enterococos fecales. Sin embargo, no superaron los límites las *E. coli*, ni contenían *Salmonella* spp., por lo que cumplieron con los requisitos marcados en la legislación. Estos resultados mostraron que el grupo de enterococos fecales era más resistente a las condiciones del compostaje que los grupos *E. coli* y *Salmonella* spp., lo que concuerda con Christensen et al. (2002). La justificación de esta resistencia radica en la propia naturaleza del grupo de enterococos. Este grupo microbiano, a diferencia de los otros dos, es Gram positivo y tiene una termotolerancia ligeramente superior. Los clostridios sulfito reductores no están delimitados en la legislación europea. A pesar de ello, la cuantificación de este grupo es de gran interés porque es un buen indicador de contaminación fecal, complementario a los comúnmente utilizados (Heinonen-Tanski et al., 2000). Se encontró que los recuentos obtenidos en este grupo de anaerobios estrictos estaban estrechamente relacionados con la naturaleza de los residuos compostados. Así, aquellos materiales donde proliferan condiciones anaeróbicas con mayor facilidad, contenían una mayor cantidad de clostridios sulfito reductores, es decir, lodos de depuradora > residuos sólidos urbanos > residuos vegetales. Pero de acuerdo a nuestros resultados, el compostaje industrial supone una herramienta eficaz para el tratamiento de residuos orgánicos de origen antropogénico, pero no hay que olvidar que debe de gestionarse con el mayor rigor posible para poder obtener productos de calidad que puedan ser utilizados sin ningún tipo de riesgos para la salud y el medioambiente.

Como en el caso del artículo 2 de la presente tesis, se analizaron los resultados adscritos a los biomateriales ensayados, ya detallados en el artículo 2, aunque se incorporaron análisis respirométricos que son de especial relevancia en este caso para conocer en detalle el estado de madurez y estabilización biológica de los productos (Bernal et al., 2017). Los índices respirométricos AT<sub>4</sub> y DRI presentaron valores mínimos en los compost de los procesos industriales de lodos de depuradora. Además, los resultados del IG establecieron una separación entre procesos. Como resultado global, sólo dos plantas industriales de lodos de depuradoras fueron capaces de generar compost libres de fitotoxicidad. Este resultado pone de manifiesto el arduo

trabajo que queda por realizar para mejorar las instalaciones de tratamiento de residuos a nivel industrial.

En este último trabajo se evaluaron índices de madurez, parámetros físico-químicos y contaminación microbiológica en los compost producidos. Esto permitió la realización de un estudio estadístico que incluyó un análisis discriminante y de correlación. La primera función discriminante separó las muestras en tres grandes grupos en función de la materia prima compostada. La segunda función separó los residuos vegetales de los dos residuos urbanos evaluados en el trabajo. En ambas funciones, la separación se basó principalmente en los índices de respirometría, el grupo de coliformes fecales y la degradación de la holocelulosa. Esto indica que tanto el origen de los residuos a tratar como las operaciones de higienización y estabilización biológica durante el compostaje fueron fundamentales para generar compost de calidad y posible aplicación agronómica ulterior. El análisis de correlación de Spearman permitió profundizar en los factores que afectaron a la higienización y estabilización de los biomateriales. Como era de esperar, la proliferación de grupos indicadores de contaminación fecal en los compost fue un claro síntoma de la presencia de materia orgánica fresca; por tanto, de fitotoxicidad detectable en IG o por respirometría (RDI y AT<sub>4</sub>). Aunque muy pocos artículos han evaluado esta relación, existe literatura que corrobora los resultados obtenidos Brinton et al. (2009). Por el contrario, cuando se incrementó el consumo de la fracción holocelulósica, se generaron productos que promovieron el crecimiento de la planta. Esto indica que el consumo de los nutrientes presentes en los residuos no solo fue intenso, sino que permitió producir compost estabilizado biológicamente. En resumen, aunque en el estudio se utilizaron parámetros de distinta naturaleza, los resultados demostraron que, a pesar de las dificultades intrínsecas del compostaje a escala industrial para garantizar unas condiciones óptimas de compostaje, es posible predecir y gestionar el proceso para corregir las deficiencias que presentan las materias residuales de origen urbano.

## Bibliografía

- Alburquerque, J.A., González, J., Tortosa, G., Baddi, G.A., Cegarra, J., 2009. Evaluation of “alperujo” composting base on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation* 20, 257-270. <https://doi.org/10.1007/s10532-008-9218-y>.
- Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., Morais, M.C., Cunha-Queda, C., 2015. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits

- versus limiting factors. *Waste Management* 40, 44-52. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.027>.
- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., Alami, I.T., 2018. Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture* 8, 141-158. <https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>.
- Barral, M.T., Paradelo, R., 2011. A review on the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. *Dynamic Soil, Dynamic Plant* 5, 36-44.
- Barrena, R.; Font, X.; Gabarrell, X.; Sánchez, A. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management* 2014, 34, 1109-1116. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.008>.
- Bernal, M.P., Navarro, A.F., Sanchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biology Biochemistry* 30, 305-313. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00129-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00129-6).
- Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Chen, Q., Li Jr., G., Michel, F.C., 2017. Chapter Three - Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental and human health benefits. *Advances Agronomy* 144, 143-233 [doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002](https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002). <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002>.
- Bonito, G.; Isikhuemhen, O.S.; Vilgalys, R., 2010. Identification of fungi associated with municipal compost using DNA-based techniques. *Bioresource Technology* 101, 1021-1027. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.109>.
- Bożym, M.; Siemiątkowski, G., 2018. Characterization of composted sewage sludge during the maturation process: a pilot scale study. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 34332-34342. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3335-x>.
- Brinton, W.F., Jr.; Storms, P.; Blewett, T.C., 2009. Occurrence and levels of fecal indicators and pathogenic bacteria in market-ready recycled organic matter composts. *Journal of Food Protection* 72, 332-339. <https://doi.org/10.4315/0362-028X-72.2.332>.
- Cayuela, M.L., Mondini, C., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., 2008. Chemical properties and hydrolytic enzyme activities for the characterisation of two-phase olive mill wastes composting. *Bioresource Technology* 99, 4255-4262. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.08.057>.
- Cesaro, A., Belgiorno, V., Guida, M., 2015. Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use. *Resources Conservation and Recycling* 94, 72-79. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.11.003>.

- Chang, R., Guo, Q., Chen, Q., Bernal, M.P., Wang, Q., Li, Y., 2019. Effect of initial material bulk density and easily-degraded organic matter content on temperature changes during composting of cucumber stalk. *Journal of Environmental Science* 80, 306-315. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.11.003>.
- Chen, X.; Chen, W.; Li, S.; Tang, X.; Wei, Z., 2021. The “quality” and “quantity” of microbial species drive the degradation of cellulose during composting. *Bioresource Technology* 320, 124425. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124425>.
- Christensen, K.K.; Carlsbæk, M.; Kron, E, 2002. Strategies for evaluating the sanitary quality of composting. *Journal Applied Microbiology* 92, 1143-1158. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2002.01648.x>.
- Cui, H.Y., Zhao, Y., Chen, Y.N., Zhang, X., Wang, X.Q., Lu, Q., Jia, L.M., Wei, Z.M., 2017. Assessment of phytotoxicity grade during composting based on EEM/PARAFAC combined with projection pursuit regression. *Journal of Hazardous Materials* 326, 10-17. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.09.059>.
- Emino, E.R., Warman, P.R., 2004. Biological assay for compost quality. *Compost. Sci. Util.* 12, 342-348. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2004.10702203>.
- Fialho, L.L., Silva, W.T.L.D., Milori, D.M.B.P., Simões, M.L., Martin-Neto, L., 2010. Characterization of organic matter from composting of different residues by physico-chemical and spectroscopic methods. *Bioresource Technology* 101, 1927-1934. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.039>.
- Goyal, S., Dhull, S.K., Kapoor, K. K., 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology* 96, 1584-1591. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.12.012>.
- Heinonen-Tanski, H.; Mohaibes, M.; Karinen, P.; Koivunen, J., 2006. Methods to reduce pathogen microorganisms in manure. *Livestock Science* 102, 248–255. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2006.03.024>.
- Huang, J., Yu, Z., Gao, H., Yan, X., Chang, J., Wang, C., Hu, J., Zhang, L., 2017. Chemical structures and characteristics of animal manures and composts during composting and assessment of maturity indices. *PLoS ONE* 12, e0178110. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178110>.
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Pérez-Espinosa, C., López, M., Moral. R., 2017. Composting as sustainable strategy for municipal solid Waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: suitability of the obtained compost for seedling production. *Journal of*

- Cleaner Production 141, 1349-1358.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.178>.
- Kalmykova, Y., Sadagopan, M., Rosado, L., 2018. Circular economy – From review of theories and practices to development of implementation tools. Resources, Conservation and Recycling 135, 190-201.  
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.034>.
- Liang, C.; Das, K.C.; McClendon, R.W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. Bioresource Technology 2003, 86, 131-137.  
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00153-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00153-0).
- López-González, J.A., López, M.J., Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., Jurado, M., Moreno, J., 2013. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. Bioresource Technology 146, 574-584.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.122>.
- Martínez-Gallardo, M.R, López, M.J, Jurado, M.M, Suárez-Estrella, F., López-González, J.A, Sáez, J.A, Moral, R., Moreno, J., 2020. Biorremediation of olive mill wastewater sediments in evaporation ponds through in situ composting assisted by bioaugmentation. Environmental 703, 135537.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135537>.
- 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. Bioresource Technology 100, 5454-5460.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.007>.
- 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, 186-197.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.012>.
- Pinho, I., Lopes, D., Martins, R., Quina, M., 2017. Phytotoxicity assessment of olive mill solid wastes and the influence of phenolic compounds. Chemosphere 185, 258-267.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.002>.
- Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 laying down rules on the making available on the market of EU fertilising products and amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009 and repealing Regulation (EC) No 2003/2003.
- Silva, M.E.F., de Lemos, L.T., 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.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.011>.
- Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itävaara, M., 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. *Bioresource Technology* 72, 169-183. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00104-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00104-2).
- Varma, V.S., Das, S., Sastri, C.V., Kalambhad, A.S., 2017. Microbial degradation of lignocellulosic fractions during drum composting of mixed organic waste. *Sustainable Environment Research*, 27, 265–272.  
<https://doi.org/10.1016/j.serj.2017.05.004>.
- Voběrková, S., Maxianová, A., Schlosserová, N., Adamcová, D., Vršanská, M., Richtera, L., Gagić, M., Zloch, J., Vaverková, M.D., 2020. Food waste composting - Is it really so simple as stated in scientific literature? – A case study. *Science Total Environment* 723, 138202.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138202>.
- Wei, Y., Liu, Y., 2005. Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. *Chemosphere* 59, 1257-1265.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.052>.
- Wichuk, K.M., McCartney, D., 2010 Compost stability and maturity evaluation a literature review. *Canadian Journal of Civil Engineering* 37, 1505-1523.  
<https://doi.org/10.1139/L10-101>.
- Zhang, Y.; Lashermes, G.; Houot, S.; Doublet, J.; Steyer, J.P.; Zhu, Y.G.; Barriuso, E.; Garnier, P., 2012. Modelling of organic matter dynamics during the composting process. *Waste Management* 32, 19-30.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.136>.
- Zhu, N., 2007. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresource Technology* 98, 9-13.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.12.003>.





**CONCLUSIONES**

### 6. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en la presente Tesis Doctoral permitieron extraer las siguientes conclusiones:

1. El compostaje industrial se enfrenta a muchos obstáculos que limitan la calidad de los productos finales generados. A pesar de la elevada variabilidad de los procesos y de las características de los compost producidos en las plantas de compostaje industrial que procesan diferentes materias primas, el índice de germinación se propone como una herramienta sencilla para realizar el seguimiento del proceso a escala industrial y verificar la madurez del producto final.
2. Los compost generados en plantas de compostaje industrial de residuos sólidos urbanos y residuos vegetales presentan fitotoxicidad, mientras que dicha característica es eliminada durante el compostaje en plantas que procesan lodos de depuradora, residuos agroalimentarios y alpeorajo. Dicha fitotoxicidad en compost de residuos sólidos urbanos se atribuye principalmente a su elevado contenido en metales pesados, mientras que en el caso de los compost de residuos vegetales se adscribe a los elevados valores de conductividad y pH.
3. Los residuos agroalimentarios deben ser mezclados con agentes acondicionadores adecuados para ajustar sus deficiencias nutricionales y fisico-químicas para compostaje, aunque es complicado generar mezclas de partida óptimas a escala industrial. A pesar de ello, es posible producir compost de calidad a partir de materiales con una relación C/N inadecuada para el compostaje. Las operaciones de manejo durante el proceso corrigen las deficiencias de los materiales de partida.
4. Los índices de humificación y respirométricos durante el compostaje industrial de residuos agroalimentarios, si bien informan del grado de madurez y estabilidad del material, respectivamente, deben complementarse con análisis de fitotoxicidad, de forma que se garantice la ejecución de plazos adecuados, que permitan generar compost de calidad. En dichos materiales, incluso partiendo de mezclas inadecuadas para compostaje, los valores idóneos de humificación y respirometría se alcanzan tras la fase de enfriamiento, mientras que la pérdida de fitotoxicidad no se consigue hasta que el material ha completado la fase de maduración.
5. A pesar de los problemas operacionales derivados de la escala industrial y de las dificultades de conseguir y mantener unas condiciones térmicas en toda la pila de compostaje que garanticen la higienización de materiales de

## Conclusiones

elevado riesgo sanitario como los lodos de depuradora, los procesos industriales permiten generar productos que no constituyen un riesgo de transmisión de enfermedades, de acuerdo a lo exigido por la legislación vigente. Sin embargo, este hecho no se constata en todos los compost procedentes de residuos sólidos urbanos.

6. La biotransformación de las fracciones poliméricas y solubles durante el compostaje a escala industrial de lodos de depuradora genera compost más estables y maduros que los correspondientes a plantas que procesan residuos vegetales de cultivos intensivos de invernadero o residuos sólidos urbanos. Por tanto, es preciso ajustar las condiciones operacionales y de duración del proceso de acuerdo con los materiales de partida.



UNIVERSIDAD DE ALMERÍA