



Arundo donax L. como biomasa residual de utilidad en usos agronómicos

— Tesis Doctoral de la Universidad Miguel Hernández de Elche —



MARIANO PELEGRÍN MUELAS

GIAAMA



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

UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

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

Arundo donax L. as useful residual biomass in agronomic uses

Esta tesis se presenta bajo la modalidad de TESIS CONVENCIONAL, y cumple con al menos un indicio de calidad reconocido por CNEAI/ANECA en el campo de evaluación a la cual pertenece, con las siguientes publicaciones:

- **Composting of the invasive species arundo donax with sewage and agri-food sludge: agronomic, economic and environmental aspects. 2018.** Pelegrín, M., Sáez-Tovar, J.A., Andreu-Rodríguez, J., Pérez-Murcia, M.D., Martínez-Sabater, E., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bustamante M.A., Agulló, E., Vico, A., Paredes, C., Moral, R. **Waste Management** 78: 730-740.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.029>. Factor de impacto: 4,723-en el año 2017. Posición que ocupa la revista: 9/50, T1, Q1 en la Disciplina: Engineering, Environmental.
- **V Workshop Red Remedía** (29-30 marzo 2017, Barcelona) contribución científica en formato póster, titulada: **Compostajes de la especie invasiva Arundo donax L. con lodo de depuradora: aspectos agronómicos, económicos y medioambientales.** M. Pelegrín, J.A. Sáez, J. Andreu, M. D. Pérez-Murcia, A. Pérez-Espinosa, M. A. Bustamante, E. Agulló, A. Vico, C. Paredes, R. Moral.
- **III Symposium Nacional de Ingeniería Hortícola, I Symposium Ibérico de la SECH,** 21-23 de febrero de 2018, Lugo. A partir de esta participación se han publicado dos Capítulos de libro. Editado Sociedad Española de Ciencias Hortícolas. Actas de Horticultura 78. ISBN: 978-697-9314-5. **Calibración de sondas fdr de bajo coste para la determinación de humedad en un suelo franco.** M. Pelegrín, A. Ruiz-Canales, J. Andréu-Rodríguez, A. Pérez-Espinosa, X. Barber, M.J. Oates, A. Vico, C. Paredes y R. Moral. Pp: 313-316. **¿Podemos mantener más humedad en el suelo agrícola gracias a la materia orgánica? efecto de una enmienda orgánica y diferentes tipos de mulching sobre la evaporación del suelo.** M. Pelegrín, J. Andréu-Rodríguez, X. Barber, E. Agulló, A. Ruiz-Canales, M.D. Pérez-Murcia, E. Martínez-Sabater, J.A. Sáez-Tovar, M.A. Bustamante y R. Moral. Pp:105-109.
- **Jornadas Red Española de Compostaje del 14 al 16 de noviembre de 2018 en Valencia.** A partir de esta participación se han publicado dos Capítulos de libro. Título del libro: Gestión integral de residuos orgánicos. poniendo en marcha la economía circular en la sociedad. Editado por: Red Española de Compostaje. ISBN: 978-84-09-09152-2. **Influencia de diferentes escenarios de fertilización sobre el contenido de nutrientes y actividades de valor añadido en espinaca (spinacia oleracea).** A. Vico, J.A. Sáez, M. D. Pérez-Murcia, M. Pelegrín, E. Martínez-Sabater, J. Martínez-Tomé, J. Andreu, E. Agulló, M. Á. Bustamante, R. Moral. Pp: 461-465. **Estudios de diferentes sistemas suelo-enmienda-mulching y su efecto en la evaporación del agua.** M.Pelegrín, X. Barber, J. Andréu-Rodríguez, E. Agulló, M. D. Pérez-Murcia, E. Martínez-Sabater, A. Vico, M. A. Bustamante, R. Moral. Pp: 449-453.



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

CERTIFICA



Que la Tesis Doctoral titulada “**Arundo donax L. como biomasa residual de utilidad en usos agronómicos**”, de la que es autor **D. Mariano Pelegrín Muelas**, Máster Universitario en Agroecología, Desarrollo Rural y Agroturismo, ha sido realizada bajo la Dirección del **Dr. Raul Moral Herrero** y la Co-Dirección del **Dr. Fco. Javier Andreu Rodríguez**, profesores de la UMH, actuando como tutora la Dra Dña. **Concepción Paredes Gil** (UMH). Considero que la tesis es conforme en cuanto a forma y contenido a los requerimientos del Programa de Doctorado ReTos-AAA, por tanto, recibe autorización para su exposición y defensa pública.

Y para que conste a los efectos oportunos firmo la presente autorización en Orihuela a 28 de julio de 2020.

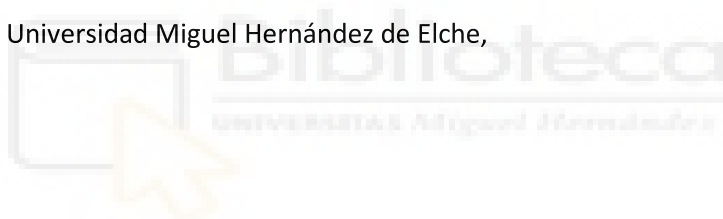
Fdo. Dr. Ángel Carbonell Barrachina

Coordinador del programa de Doctorado, ReTos-AAA

Esta memoria ha sido presentada por D. Mariano Pelegrín Muelas, Graduado en Ingeniería Agroalimentaria y Agroambiental, para optar al grado de Doctor por la Universidad Miguel Hernández de Elche.

Fdo. Mariano Pelegrín Muelas

Esta Tesis Doctoral ha sido dirigida por el Dr. Raúl Moral Herrero, Catedrático de Universidad y co-dirigida por el Dr. Fco. Javier Andreu Rodríguez, profesor Titular de Universidad, pertenecientes al Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, y al Departamento de Ingeniería de la Universidad Miguel Hernández de Elche,



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

Dr. Fco. Javier Andreu Rodríguez
Profesor Titular de Ingeniería
Agroforestal de la Universidad
Miguel Hernández de Elche

Orihuela, julio de 2020

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría agradecer a todos los componentes del grupo de investigación GIAAMA por su sencillez y humildad en todo momento y bajo cualquier circunstancia. Mención especial para Raúl Moral por darme la oportunidad de aprender y hacer ciencia y a Javier Andreu que sin el concurso de los dos no hubiera sido posible realizar esta Tesis que representa para mí el colofón de una vida profesional dedicada a la agricultura y en especial al agua, sin su infinita paciencia cubriendo mis carencias no hubiera sido posible. También mi agradecimiento a este Grupo en el tratamiento de residuos que contribuye de forma silenciosa a la tarea muy importante que demanda la sociedad actualmente del cambio de modelo de gestión de residuos, con un nivel puntero dentro de la CE (para mí el mejor del mundo). No puedo olvidar a Conchi, Mariló, Aurelia, Marian, Enrique, Marisol, por estar siempre ahí prestos a responder a las preguntas que les hacía con su mejor disposición, mereciendo mi mayor respeto y admiración.

A mis compañeros de laboratorio, estoy muy agradecido, porque siempre que había que hacer un trabajo duro, lo hacían ellos, reservando para mí el más liviano. José, Alberto, Encarni, Teresa, Pilar, Borja. A todas gracias.

A mi familia, especialmente a mi cuñado Sergio y como no a María José por tu gran ayuda y ánimo siempre incondicional, sólo tengo palabras de agradecimiento, porque sólo tú sabes bien lo que ha costado.

A mis compañeros de la CHS por su apoyo y comprensión, especialmente a José Manuel Ruiz que siempre nos mandaba los camiones de cañas cuando nos hacían falta, a todos gracias.

DEDICATORIA

A María José



ÍNDICE/INDEX

Resumen	I
Summary	III
1. INTRODUCCIÓN.....	7
1.1. Cambio climático, economía circular y agricultura sostenible.....	9
1.2. <i>Arundo donax</i> L. como biomasa vegetal	16
1.2.1. Descripción, origen, distribución e impacto ambiental	19
1.2.2. Métodos de control como especie invasiva	24
1.2.3. Usos de la biomasa de <i>Arundo donax</i> L.	26
1.3. Lodos de depuradoras de aguas residuales urbanas y agroalimentarias	31
1.3.1. Consideraciones legales y técnicas.....	31
1.3.2. Naturaleza y composición.....	34
1.4. El compostaje como vía de valorización de flujos residuales orgánicos	38
1.4.1. Concepto de compostaje y etapas del proceso	38
1.4.2. Sistemas de compostaje	41
1.4.3. Parámetros de calidad y evaluación de la madurez de un compost.	42
1.5. El acolchado como vía de valorización de flujos residuales orgánicos.....	44
1.5.1. Definición de acolchado, tipología y clasificación	46
1.5.2. Efectos sobre la producción vegetal.....	48
1.5.3. Efecto sobre las características del suelo agrícola.....	49
2. OBJETIVOS	55
2.1. Objetivo general.....	57
2.2. Objetivos concretos de la tesis doctoral.....	58
2.2.1. Caracterización integral de biomasa procedente de <i>Arundo donax</i> L.....	58
2.2.2. Uso de la biomasa <i>Arundo donax</i> L. como agente estructurante en procesos de co-compostaje de lodos EDAR y de EDARI: valoración del proceso y el producto.	58
2.2.3. Validación agronómica de los compost derivados de <i>Arundo donax</i> L. en cultivos intensivos.....	59
2.2.4. Uso de <i>Arundo donax</i> L. como material de cobertura en suelos agrícolas: evaluación de eficiencia	59
3. EXPERIMENTOS.....	63
3.1. Experimento 1: Caracterización avanzada de la biomasa de <i>Arundo donax</i> L.	67
3.1.1. Introducción	67
3.1.2. Material y métodos.....	71
3.1.3. Resultados y discusión.....	77
3.1.3.1. Análisis de propiedades orientadas a su uso como ingrediente de sustratos/cobertura vegetal	77

3.1.3.2. Análisis de propiedades orientadas a su uso como ingrediente de co-compostaje.....	79
3.1.3.3. Capacidad vegetativa de AD en cultivo sobre suelo	82
3.1.4. Conclusiones.....	87
3.2. Experimento 2: compostaje de <i>Arundo donax</i> L. con lodos procedentes de depuradora de aguas residuales y de lodos agroalimentarios. Aspectos agronómicos, económicos y ambientales.....	91
3.2.1. Introducción	93
3.2.2. Material y métodos.....	95
3.2.3. Resultados y discusión.....	101
3.2.3.1. Evaluación del proceso	101
3.2.3.2. Evaluación del producto	112
3.2.4. Conclusiones.....	115
3.3. Experimento 3: validación agronómica de compost derivados de <i>Arundo donax</i> L.	119
3.3.1. Introducción	121
3.3.2. Material y métodos.....	122
3.3.3. Resultados y discusión.....	130
3.3.3.1. Efecto de los tratamientos sobre el rendimiento comercial	130
3.3.3.2. Efecto de la fertilización en el suelo y en el stock de C orgánico	131
3.3.3.3. Efecto sobre la materia orgánica del suelo, el stock de C orgánico y la fijación de C por el cultivo	135
3.3.3.4. Extracción de macronutrientes en los diferentes escenarios planteados	137
3.3.3.5. Emisiones de gases de efecto invernadero asociadas a los tratamientos	138
3.3.3.6. Composición nutriente y propiedades de valor añadido	139
3.3.4. Conclusiones.....	142
3.4. Experimento 4: Uso de <i>Arundo donax</i> L. como cobertura vegetal en suelos agrícolas	147
3.4.1. Introducción	149
3.4.2. Material y métodos.....	151
3.4.3. Resultados y discusión.....	158
3.4.3.1. Efecto del tipo de suelo sobre las variables estudiadas	158
3.4.3.2. Efecto de la enmienda del suelo	160
3.4.3.3. Efecto del mulch.....	161
3.4.3.4. Estudio cinético de la pérdida de agua	162
3.4.3.5. Ajuste cinético de la pérdida de agua	171
3.4.4. Conclusiones.....	177

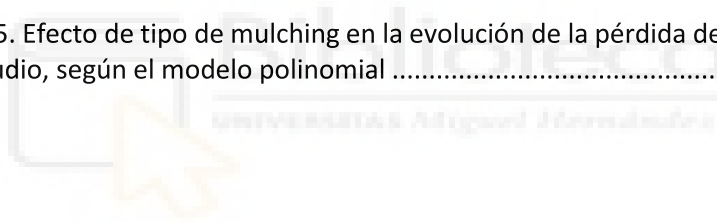
4. CONCLUSIONES GENERALES	181
5. BIBLIOGRAFÍA	187
Anexo 1. Indicios de calidad	209



Índice de figuras

Figura 1.1. Gráfico sobre la economía circular	11
Figura 1.2. Relación de opciones de respuestas al cambio climático	15
Figura 1.3. Cañaveral en el río Segura a su paso por Orihuela	20
Figura 1.4. Ciclo de vida de <i>Arundo donax</i> L. en clima templado	21
Figura 1.5. Distribución de <i>Arundo donax</i> en España	23
Figura 1.6. Lodo de EDAR (izquierda) y Lodo EDARI (derecha).....	31
Figura 1.7. Esquema simplificado del proceso de compostaje	38
Figura 1.8. Sucesión microbiana y ambiental durante el proceso de compostaje	40
Figura 1.9. Esquema de sistemas de compostaje	42
Figura 3.1.1. Acumulación de cañas (bardomeras) en el cauce del río Segura en las Norias de Orihuela.....	68
Figura 3.1.2. Detalles de muestreo y procesado de biomasa de AD	72
Figura 3.1.3 Sistemas de contenedores de poliéster de fibra de vidrio.	75
Figura 3.1.4. Producción de biomasa de AD en función de la parte aérea analizada.....	83
Figura 3.1.5. Concentración de C y N en biomasa de AD en función de la parte analizada	84
Figura 3.1.6. Concentración de cloruro y sodio en biomasa de AD en función de la parte analizada	85
Figura 3.1.7. Fijación anual de CO ₂ asociada a la biomasa de AD en función de la parte analizada	87
Figura 3.2.1. Evolución de la temperatura en las pilas de compostaje estudiadas	101
Figura 3.2.2. Evolución de los valores acumulativos de EXI2 durante la fase bio-oxidativa	103
Figura 3.2.3. Pérdidas de materia orgánica (MO) (%) en las pilas de compostaje estudiadas	107
Figura 3.3.1. Parcela experimental en Librilla (Murcia)	123
Figura 3.3.2. Precipitación, temperatura e irrigación en el periodo de estudio.....	124
Figura 3.3.3. Desarrollo experimental	127
Figura 3.3.4. Producción de biomasa fresca en función de los tratamientos fertilizantes	131
Figura 3.3.5. Evolución del pH y la conductividad eléctrica (CE) en los suelos tratados, a tiempo inicial y final del experimento	132
Figura 3.3.6. Evolución del P asimilable en función de los tratamientos	138
Figura 3.4.1. Materiales del ensayo experimental.....	152
Figura 3.4.2. Proceso de pesado y de aplicación de lluvia artificial.....	155
Figura 3.4.3. Análisis estadístico de la evolución de diferentes propiedades en función del tipo de suelo.....	160
Figura 3.4.4. Análisis estadístico de la evolución de diferentes propiedades en función del uso o no de enmienda.	161

Figura 3.4.5. Análisis estadístico de la evolución de diferentes propiedades en función del tipo de mulching aplicado.....	162
Figura 3.4.6. Evolución de las pérdidas de peso según el tipo de suelo (izq.) y Evolución de las pérdidas de peso según los diferentes tratamientos (der.).....	164
Figura 3.4.7. Evolución de las pérdidas de peso según los diferentes tratamientos en los suelos arenosos.....	165
Figura 3.4.8. Efecto de los tratamientos en el % de pérdida media de peso del suelo arenoso (0-60 días) y (61-110 días).....	166
Figura 3.4.9. Evolución de las pérdidas de peso según los diferentes tratamientos en los suelos francos	167
Figura 3.4.10. Efecto de los tratamientos en el % de pérdida media de peso del suelo franco (0-60 días) y (61-110 días).....	168
Figura 3.4.11. Evolución de las pérdidas de peso según los diferentes tratamientos en los suelos arcillosos	169
Figura 3.4.12. Efecto de los tratamientos en el % de pérdida media de peso del suelo arcilloso (0-60 días) y (61-110 días).....	170
Figura 3.4.13. Efecto del tipo de suelo en la evolución de la pérdida de peso primera fase del estudio (0-60 días).....	173
Figura 3.4.14. Efecto de la enmienda en la evolución de la pérdida de peso en la primera fase del estudio, según el modelo polinomial	175
Figura 3.4.15. Efecto de tipo de mulching en la evolución de la pérdida de peso en la primera fase del estudio, según el modelo polinomial	176



Índice de tablas

Tabla 1.1. Composición media de lodos de depuradora del sureste español	37
Tabla 1.2. Índices, valores y fuentes para determinar madurez del compost.....	43
Tabla 3.1.1. Características químicas y anatómicas de los tallos de <i>Arundo donax</i> L.....	69
Tabla 3.1.2. Características físicas, fisico-químicas y químicas del suelo	73
Tabla 3.1.3. Características fisico-químicas y química del agua del riego	75
Tabla 3.1.4. Propiedades físicas e hidrofísicas de las fracciones PA (parte aérea) y R (rizoma) de <i>Arundo donax</i> (AD) en función de su granulometría (G: gruesa y F: fina).....	77
Tabla 3.1.5. Propiedades físico-químicas y químicas de las fracciones PA (parte aérea) y R (rizoma) de <i>Arundo donax</i> (AD) en función de su granulometría (G: gruesa y F: fina). ...	79
Tabla 3.1.6. Referencias bibliográficas de producciones medias de <i>Arundo donax</i> L.....	84
Tabla 3.2.1. Características físico-químicas y químicas de los materiales iniciales usados en las mezclas de compostaje.....	96
Tabla 3.2.2. Porcentajes de las mezclas empleadas en las diferentes pilas	96
Tabla 3.2.3. Indicadores del comportamiento exotérmico de los procesos de compostaje estudiados.....	102
Tabla 3.2.4. Evolución de la mineralización de la MO y de los índices térmicos R_1 y R_2 durante el compostaje.....	105
Tabla 3.2.5. Evolución de las principales propiedades fisicoquímicas y químicas de las mezclas de compostaje.....	109
Tabla 3.2.6. Estimación de las emisiones de gases durante el proceso.....	111
Tabla 3.2.7. Parámetros de calidad y propiedades físicas de los compost obtenidos (en peso seco)	113
Tabla 3.2.8. Valor económico estimado de cada compost considerando el contenido de nutrientes NPK (€/t, expresados como N, P_2O_5 , y K_2O)	115
Tabla 3.3.1. Características principales del suelo utilizando en este experimento	123
Tabla 3.3.2. Características de los fertilizantes usados en el experimento	125
Tabla 3.3.3. Rendimiento comercial obtenido en función de los tratamientos fertilizantes ensayados.....	130
Tabla 3.3.4. Evolución del pH y la conductividad eléctrica (CE) en los suelos tratados, a tiempo inicial y final del experimento	131
Tabla 3.3.5. Evolución de parámetros estudiados en los suelos tratados, a tiempo inicial y final del experimento	133
Tabla 3.3.6. Stock de C en tejido vegetal y variación del C orgánico del suelo durante el experimento y en función de los tratamientos.....	136
Tabla 3.3.7. Extracción de NPK y Na por la cosecha en función de los tratamientos planteados	137
Tabla 3.3.8. Emisión acumulada de gases de efecto invernadero durante el experimento (61 días).....	138
Tabla 3.3.9. Contenidos de nutrientes en hoja.....	140
Tabla 3.3.10. Propiedades de valor añadido en plantas de espinaca en función de los tratamientos.....	141

Tabla 3.3.11. Contenido en hoja de nitrato en función de los tratamientos.....	142
Tabla 3.4.1. Características de los suelos utilizados en la experiencia	151
Tabla 3.4.2. Propiedades físico-químicas del compost empleado.....	152
Tabla 3.4.3. Características de los diferentes materiales para acolchado (mulch) usados	152
Tabla 3.4.4. Descripción de los tratamientos realizados	154
Tabla 3.4.5. Pérdida de peso media en los suelos arenosos a los 30 días de tratamiento	165
Tabla 3.4.6. Pérdida de peso media en los suelos francos a los 30 días de tratamiento	168
Tabla 3.4.7. Pérdida de peso media en los suelos arcillosos a los 30 días de tratamiento	170
Tabla 3.4.8. Coeficientes del modelo polinomial (β_0 , β_1 , β) y evaluación del ajuste del modelo a los datos obtenidos en función del tipo de suelo	173
Tabla 3.4.9. Coeficientes del modelo polinomial y evaluación del ajuste del modelo a los datos obtenidos en función la presencia de enmienda.....	174
Tabla 3.4.10. Coeficientes del modelo polinomial y evaluación del ajuste del modelo a los datos obtenidos en función del tipo de mulching	176



Resumen

En España las cuencas de los ríos están colonizadas en su mayoría por *Arundo donax* L. (AD), lo que produce una pérdida importante de biodiversidad, así como un impacto medioambiental y socioeconómico.

Arundo donax L. está considerada como una de las 100 peores especies invasoras del mundo (según la Base de Datos Mundial de Especies Invasoras de la UICN), estando entre los objetivos de la estrategia europea para la mitigación de la pérdida de biodiversidad para el 2020 “mantener y restaurar los ecosistemas” y “combatir las especies invasoras alóctonas”. La gestión de esta especie invasiva en el cauce de los ríos mediterráneos supone anualmente un gran coste económico a cargo de los recursos públicos para su arranque-control mediante diferentes procedimientos, destacando entre ellos la poda mecánica. Como problema asociado a su eliminación está la gran generación de biomasa, su difícil manejo, así como su potencial destino.

La actual gestión, realizada por las entidades de dichas cuencas, se restringe al control-poda de estas especies sin realizar aprovechamientos significativos de la biomasa, trasladando el problema a los vertederos o las zonas de acopio.

En este contexto se ha planteado esta tesis doctoral cuyo objetivo principal es proponer soluciones a la problemática actual de la gestión de residuos desde la ciencia, enfocadas al desarrollo de bioproductos fertilizantes orientados al secuestro de C utilizando biomasa de *Arundo donax* L. en procesos de co-compostaje y como material de cobertura de suelos agrícola.

Con ello, queremos contribuir a evitar (o disminuir en gran medida) la quema y su eliminación mediante vertedero de esta biomasa residual, aprovechando este residuo y convirtiéndolo en recurso, en línea directa con la estrategia europea de la implantación de una economía circular.

Este trabajo lo forma un conjunto de 4 experimentos, donde en el primero se estudia y analiza la propia planta *Arundo donax* L, su vegetatividad en condiciones de suelos marginales y salinos, así como la composición de sus partes valorizables (parte aérea y rizoma) como fuente principal de biomasa para su aprovechamiento, así como sus posibles usos potenciales. Cabe destacar su alta capacidad de adaptación a medios adversos, su eficiencia captadora de C atmosférico y su naturaleza potencialmente estructurante en los procesos de co-compostaje en función de su relación C/N media-alta.

En el segundo experimento, se han diseñado y ejecutado diferentes escenarios de co-compostaje de lodos de depuradora de aguas residuales y lodo agroalimentario utilizando la biomasa de *Arundo donax* L, como agente estructurante, como estrategia sinérgica para la gestión de ambos residuos orgánicos y producir biofertilizantes orgánicos equilibrados. Como resultados de este experimento, se han optimizado estos procesos y se han obtenido los procesos más idóneos desde el punto de vista agronómico y medioambiental,

confirmando el rol de AD como ingrediente significativo y además eficiente para disminuir la emisión de gases de efecto invernadero en procesos de compostaje de lodos de depuración.

En el tercer experimento, se ha realizado la validación agronómica de los compost derivados de AD procedentes del experimento 2, en condiciones comerciales y comparándolos con escenarios de fertilización usuales en agricultura intensiva, usando un cultivo hortícola de hoja (espinaca) como caso de estudio demostrativo. Se han obtenido rendimientos similares a los fertilizantes complejos NPK de liberación lenta empleados en manejo comercial de estos cultivos, mientras que el suelo enmendado ha visto mejoradas en sus propiedades y su sostenibilidad, validando así su viabilidad potencial para su uso en horticultura de cultivos de hoja.

Por último, en el cuarto experimento se han estudiado las potencialidades que tiene la biomasa de AD como material utilizado en cobertura del suelo. Para ello, se estudiaron específicamente los efectos que sobre la evaporación edáfica tiene la presencia o no de mulch (cobertura vegetal superficial al suelo) procedente de biomasa agrícola (poda de cítricos, de granado, tallo y rizoma de *Arundo donax* L. y hoja de palmera). También se incluyó como variable la adición o no de una enmienda orgánica (adición del 5% de materia orgánica en forma de compost) sobre tres tipos distintos de suelo. Se obtuvo que la presencia de mulch y la presencia simultánea de mulch y compost favorecen en todo caso la ralentización de la evaporación del contenido de agua del suelo, favoreciendo además una mayor retención inicial tras eventos de riego/lluvia. Los mulch derivados de *Arundo donax* L. obtuvieron resultados comparables o superiores a los otros estudiados.

Como visión integradora de estos experimentos, podemos concluir que la propuesta para la gestión de la biomasa procedente de la extracción de la especie invasiva *Arundo donax* L. ya sea en su uso directo como material de cobertura vegetal del suelo o de forma indirecta tras su co-compostaje junto a otros flujos residuales es viable a nivel operativo, agronómico y medioambiental, generando soluciones locales, integradas en procesos de economía circular y proporcionando ventajas medioambientales y socioeconómicas.

SUMMARY

In Spain river basins are colonized mostly by *Arundo Donax* L. (AD), which results in an important loss of biodiversity, as well as an environmental and socioeconomic impact.

Arundo Donax L. is considered as one of the 100 worst invading species in the world (according to World Data Base of Invading Species of IUCN), being among the goals of the European strategy for the mitigation of the loss of biodiversity in 2020 “to keep and restore the ecosystems” and “fight the invasive species”. The management of this invading species on Mediterranean river basins implies a great economic cost per year which must be supported by public resources for its starting-control by means of different procedures, being the most outstanding among them, the mechanical pruning. A problem associated to its removal is the great production of biomass, its difficult handling as well as its potential destination.

The current management, performed by such river basins, is restricted to the control-pruning of these species without taking significant advantages of the biomass, moving the problem to landfills or to collecting areas.

This doctoral thesis has been argued in this context whose main object is to suggest solutions to the current problems of waste management from Science, focused on the development of fertilizer products directed to the sequestration of C using biomass of *Arundo donax* L. in processes of co-composting and as mulching material on agricultural soils.

Thus, we want to contribute to avoid (or reduce largely) the burning and its elimination by means of landfill of this residual biomass, making the most of this waste and changing it into resource, in concordance with the European strategy of a circular economy implementation.

This work is made up of four different experiments, in which the first one the proper plant *Arundo donax* L. is studied and analyzed, its vegetative under conditions of marginal and saline soils, as well as the composition of its valuable parts (air part and rhizome) as main source of biomass for its exploitation, and also their potential use. It is worth stressing its high capacity of adaptation to adverse environments, its high efficiency to capture atmospheric C and its potential structure nature in the processes of co-composting according to its relation C/N medium-high.

In the second experiment, different co-composting scenarios of sewage sludge of wastewater treatment plant and agri-food sludge have been designed and executed using the biomass of *Arundo donax* L., as bulking agent as synergistic strategy for the management of both organic wastes and produce balanced organic fertilizers. As a result of this experiment, such processes have been optimized and we obtained more ideal processes from environmental and agricultural point of view, confirming the role of AD as

significant ingredient and efficient to reduce the greenhouse gas emissions in processes of composting of sewage.

In the third experiment, we validated the agronomic conditions of the compost derived from AD from experiment 2, under commercial conditions and comparing them with usual fertilization scenarios in intensive agriculture, using a leafy horticultural (spinach) as case of demonstrative study. We obtained similar performance to those of NPK complex with slow release fertilizers used in the commercial management of these farmings, and at the same time the amended soil has been improved in properties and sustainability and give us feasibility for its potential use in leafy horticultural. Finally, in the fourth experiment we studied the potential use that AD biomass has as material used in soil as mulching. For its purpose, we studied specifically the effects that the presence or absence of mulch (superficial vegetable mulching soil) from agricultural biomass (citrus, pomegranate, stem and rhizome from *Arundo donax* L. and palm leaf) have on the edaphic evaporation. It was also included the addition or not of an organic amendment as variable (addition of 5% of organic material as compost) over three different kind of soils. We obtained that the presence of mulching and the simultaneous presence of mulching and compost assists specially the deceleration of the evaporation of water soil and helps in addition a bigger retention after events such as rain/irrigation. The mulching derived from *Arundo donax* L. obtained comparable results or even better to the other studied.

As an integrating view of above experiments, we can conclude that the proposal for the management of biomass extracted from the invasive species *Arundo donax* L., either in its direct use as mulching vegetable material for soils, or in its indirect use after its co-composting together with other residual flows, is feasible at operative, agronomic and environmental level, providing local solutions and integrated in processes of circular economy and supplying socioeconomic and environmental advantages.

1. INTRODUCCIÓN



1.1. Cambio Climático, Economía circular y Agricultura Sostenible

Desde finales del siglo XX se tiene la certeza que el cambio climático en nuestro planeta se ha originado por la interferencia del ser humano, de una manera directa e indirectamente. Ante esta situación de preemergencia mundial, muchos países están intentando disminuir sus emisiones para paliar los efectos de este cambio.

Un punto de inflexión muy importante en la defensa del medioambiente fue el 4 de noviembre de 2016, a partir de este día entra en vigor los acuerdos (en París) adoptados para minimizar el cambio climático, cuyo objetivo principal es la disminución de las emisiones de gases de efecto invernadero que provocan el cambio climático. En definitiva, un desarrollo más sostenible y equilibrado.

Fue el inicio de una serie de negociaciones a nivel internacional que buscaban acuerdos concretos y efectivos, limitando las emisiones de gases; bajo el manto de las Naciones Unidas.

Uno de los objetivos principales del Acuerdo es impedir la subida de la temperatura media global del planeta, poniéndose como meta no aumentar los 2°C, en comparación con los niveles preindustriales; aunque pide ser más ambiciosos con medidas adicionales que hagan posible que el calentamiento global no supere los 1,5°C. Reduciendo los posibles riesgos y los impactos a nivel mundial que el cambio climático puede ocasionar.

Su fin a medio y largo plazo, es disminuir las emisiones buscando un equilibrio entre las emisiones y las absorciones de gases de efecto invernadero en la segunda mitad de siglo.

El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) es el organismo de las Naciones Unidas para evaluar la ciencia relacionada con el cambio climático, en una de sus últimas sesiones determinaron que la actividad de los seres humanos tiene una influencia cada vez mayor y directa en el clima y las temperaturas; con acciones como la quema de combustibles fósiles, destrucción de las selvas tropicales y la explotación intensiva de la ganadería. Las enormes cantidades de gases generados se añaden a los que se liberan de forma natural en la atmósfera, aumentando el efecto invernadero y el calentamiento global.

La emisión de gases de efecto invernadero (GEI) está considerada como uno de los principales problemas del siglo XXI. Se sabe que algunos gases de la atmósfera actúan como el cristal de un invernadero: retienen el calor del sol e impiden que se escape fuera.

La actividad humana está incrementando las concentraciones de estos gases en la atmósfera, que se suman a los que se generan de forma natural, destacando entre ellos:

- Dióxido de carbono (CO₂).
- Metano.
- Óxido nitroso.
- Gases fluorados.

Entre los principales GEI, responsables del calentamiento global debido fundamentalmente a la actividad humana tenemos, en primer lugar, el CO₂; su concentración en la atmósfera supera actualmente en un 40% el nivel registrado al comienzo de la industrialización. Los otros gases de efecto invernadero se emiten en menores cantidades, pero son mucho más eficaces que el CO₂ a la hora de retener el calor y en algunos casos mil veces más potentes. Por ejemplo, el metano es responsable del 19% del calentamiento global de origen humano y el óxido nitroso, del 6%.

El efecto del cambio climático no está asociado a un área concreta del planeta, sino que afecta a todas las regiones del mundo. La frecuencia con que se repiten los fenómenos meteorológicos extremos cada año son más habituales, por ejemplo, las inundaciones, olas de calor y sequías son cada vez más y más devastadoras; generando grandes efectos perjudiciales a muchas especies de plantas y animales.

En este contexto de cambio climático y calentamiento global están surgiendo términos, ideas y principios que conllevan efectos positivos medioambientales. Uno de ellos es la economía circular, que es un término económico con grandes matices medioambientales, que nos indica que tenemos que desarrollarnos de una manera sostenible con el medioambiente, cuyo fin es seguir produciendo bienes y servicios, pero de una manera equilibrada, es decir reduciendo drásticamente tanto las materias primas necesarias (agua, energía...) como los residuos generados. La idea fundamental subyacente es que debemos intentar utilizar como sociedad esos residuos introduciéndolos en el ciclo de generación de los productos (Fig.1.1). Además, este tipo de políticas permiten reducir la dependencia respecto a materias primas claves que la UE debe de importar por no ser productora neta (petróleo) o por ser deficitaria en su autoproducción (recursos naturales y producción primaria).



Figura 1.1. Gráfico sobre la economía circular (Fuente: https://s3-eu-west-1.amazonaws.com/euoparl/circular_economy/circular_economy_es.svg)

La Fundación COTEC para la Innovación (Morató, et al. 2017) señala que "la economía circular supone un cambio radical de los sistemas de producción y consumo actuales. El cambio se debe hacer hacia sistemas que sean regenerativos a partir de su diseño, para mantener el valor de los recursos (materiales, agua, suelo y energía), de los productos y limitando, exponencialmente los insumos de materias primas y energía. Eso evitará la creación de residuos e impactos negativos derivados, mitigando las externalidades negativas para el medioambiente, el clima y la salud humana".

Los investigadores Cerdá y Khalinova (2016), señalan las principales características que debe establecer un modelo de economía circular:

- Reducción de insumos y menor utilización de recursos naturales.
- Compartir en mayor medida la energía y los recursos renovables y reciclables.
- Reducción de emisiones.
- Disminución de las pérdidas de materiales y de los residuos y,
- Mantener el valor de productos, componentes y materiales de la economía.

La Unión Europea se ha fijado como prioridad establecer la economía circular en todos sus estados miembros. En diciembre de 2015 la Comisión Europea adoptó un paquete de medidas sobre

economía circular que incluye múltiples actuaciones en materia de lucha contra el cambio climático, protección y conservación del medio ambiente. Esta estrategia de la UE incluye múltiples acciones en diferentes niveles, desde la producción y el consumo a la gestión de residuos y al Mercado de las materias primas secundarias (secondary raw materials). En la gestión de residuos la UE se ha propuesto circularizar los flujos residuales a través del:

- Reciclado del 65% residuos municipales y el 75% envases en 2030.
- Disminución de la eliminación en vertedero a un máximo del 10% de todos los residuos en 2030.
- Promoción de instrumentos económicos para desalentar la eliminación en vertedero.
- Mejora de la gestión de residuos, nuevas inversiones para aumentar capacidad de reciclaje y con estímulos económicos con el objetivo de introducir en el mercado productos más ecológicos.

Por todo ello, la gestión sostenible de los residuos es una necesidad hoy en día tanto en términos de economía de medios, como en la explotación de recursos y conservación del medio ambiente. La optimización de la gestión incluye múltiples aproximaciones cuya responsabilidad corresponde a la actividad generadora, al consumidor y a la administración. No olvidando que la política y normativa europea nos orientan irremediabilmente hacia un cambio de modelo centrado en la minimización de residuos, la recuperación y el reciclaje.

Específicamente, estas políticas de Economía Circular fomentan, orientan y controlan todo un sector que transforma los residuos en materias primas secundarias. En este punto los sectores agrícola, ganadero, forestal y agroalimentario aparecen destacados como generadores y gestores de sus propios residuos y a la vez consumidores de insumos (energía, piensos, fertilizantes, fitosanitarios, etc.) que potencialmente pueden generarse a partir de sus propios flujos residuales (biometanización o digestión anaeróbica, compostaje, nuevos fertilizantes orgánicos, aminoácidos, biotecnología, supresividad, agricultura ecológica etc.) contribuyendo a la sostenibilidad de sus actividades y siendo recicladores y recuperadores de nutrientes presentes en los residuos. Por ello, además a nivel nacional, el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente inició en marzo 2017 los trabajos relativos al diseño y elaboración de estrategias sobre economía circular a largo plazo 2030, identificando cinco sectores principalmente, entre ellos destacamos el sector de la agroalimentación.

Ligado al concepto de sostenibilidad va el medioambiente, son palabras que deben de acompañarnos. De todos es conocido, "El Informe de Brundtland" (Comisión Mundial para el Medio Ambiente y el Desarrollo, 1987) quien acuñó por primera vez el concepto de desarrollo sostenible como satisfacer las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer las posibilidades de las generaciones del futuro para atender sus propias necesidades.

Si al concepto de sostenibilidad le añadimos agricultura, "agricultura sostenible", nos indica que tenemos que dar respuesta a todos los efectos negativos que nos ha llevado hasta nuestro día una agricultura intensiva en la que prevalece producir más, sin tener en cuenta los efectos negativos que puedan generar (erosión, contaminación acuática, edáfica y aérea, pérdida de recursos en la biodiversidad, diferentes problemas en todos los ámbitos sociales y económicos, etc.).

Dentro de la agricultura sostenible debemos de integrar una serie de pilares y conceptos que se pueden resumir en:

- Optimización en el uso de los insumos (agua, fertilizantes, xenobióticos).
- Gestión adecuada de residuos.
- Protección de la hidrosfera.
- Mejora del suelo.
- Mitigación del cambio climático.

El problema de la sostenibilidad relacionada con las actividades agropecuarias tiene una dimensión política, social, económica y organizacional; es muy compleja, pues en la mayoría de veces la globalización puede influir de una manera negativa ya que tendemos a una agricultura lo más productiva posible con el fin de dar de comer a toda la humanidad, sin embargo, el término económico prevalece sobre el hambre, tirando literalmente un alto porcentaje de los alimentos para que los precios no bajen, sin tener en cuenta la hambruna existente en muchos de los países. Siendo una gran contradicción, producir lo máximo, consumiendo los recursos actuales y de próximas generaciones para despreciarlos y crear aparte otro problema medioambiental al generar unos residuos.

Hay que tener en cuenta que los suelos se han convertido en uno de los recursos más vulnerables del mundo frente al cambio climático, la degradación de la tierra, la pérdida de biodiversidad y el aumento de la demanda de producción de alimentos (FAO & ITPS, 2015).

Un elemento clave de la salud del suelo es la materia orgánica (MO), ya que regula muchas de las funciones del suelo, incluyendo el almacenamiento de carbono como carbono orgánico del suelo (COS). Los suelos constituyen la mayor reserva de carbono terrestre y desempeñan un papel crucial en el balance global del carbono mediante la regulación de los procesos biogeoquímicos dinámicos y el intercambio de gases de efecto invernadero (GEI) con la atmósfera (Batjes, NH. 2014).

Las reservas del COS en las capas superiores del suelo son especialmente sensibles y responden a los cambios en el uso y manejo del suelo. Esto presenta una oportunidad para influir sobre la cantidad de CO₂ en la atmósfera al mantener las reservas existentes de carbono en el suelo y al almacenar carbono adicional en los suelos mediante el secuestro del COS. Es importante destacar que el almacenamiento del COS no debe aumentar las emisiones de otros GEI, especialmente el óxido nitroso (N₂O).

El favorecimiento de procesos que conduzcan al secuestro de C atmosférico como práctica adecuada para la mitigación del Cambio Climático a través de la actividad agrícola, ganadera, y forestal se centra en la capacidad fijadora del CO₂ atmosférico por parte de las plantas y su rol como potencial sumidero de Carbono, así como la orientación de las prácticas agrícolas para la restitución, mejora y mantenimiento de niveles crecientes del carbono orgánico del suelo (COS) procedente de forma directa o indirecta de dicha fijación fotosintética.

Esta práctica de aumento del contenido de materia orgánica en el suelo es la práctica con el máximo potencial de mitigación según el Special Report de IPCC (2019) junto al manejo de residuos (figura 1.2).

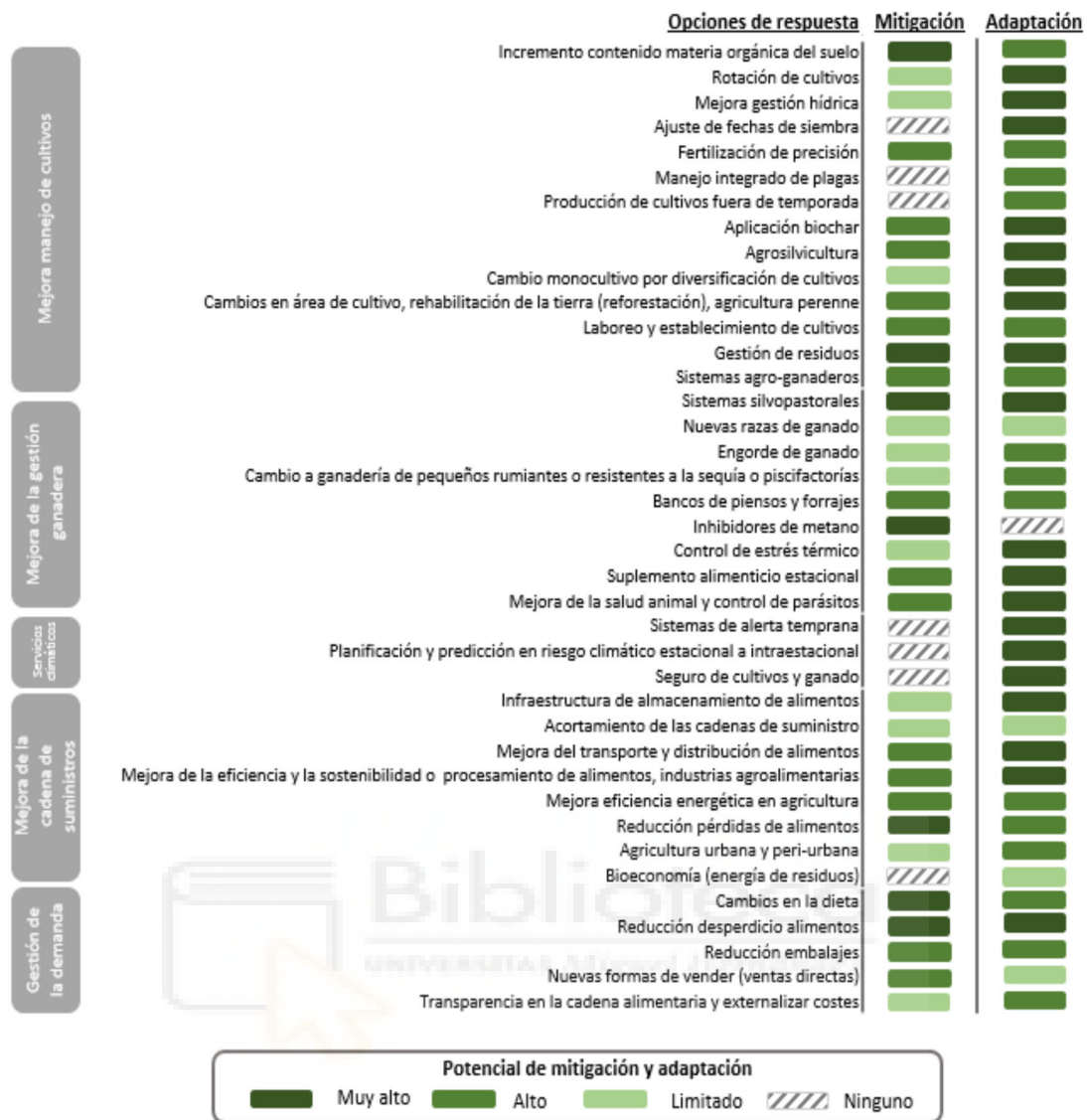


Figura 1.2. Relación de opciones de respuesta al cambio climático y los potenciales de mitigación y adaptación (IPCC, 2019).

La adición a los suelos agrícolas de materia orgánica exógena debe acompañarse de Prácticas de Manejo Adecuadas (PMA) que minimicen las pérdidas por oxidación de las mismas, alcanzando un equilibrio positivo entre las entradas y salidas del sistema que garanticen un balance positivo que permita alcanzar la sostenibilidad del suelo y su papel en del cambio climático. Diferentes investigadores (Lal, 2004) estimaron el secuestro potencial de C en el rango de 0,4 a 0,8 Gt C año⁻¹ para suelos agrícolas de cultivo. El aumento en la entrada de C orgánico mediante enmiendas orgánicas combinadas con PMA contribuyó a alcanzar las mejores ratios de secuestro de C en el suelo (Tuomisto et al., 2012).

La aplicación de materia orgánica estabilizada como la aportada por el compost constituye una forma de cerrar el ciclo de materia orgánica y determinados nutrientes mediante su reciclaje, que a su vez disminuye el uso de fertilizantes sintéticos y todos los gases GEI derivados de su proceso de producción y posterior empleo agrícola. El empleo de fertilizantes orgánicos frente a fertilizantes sintéticos en condiciones Mediterráneas generó menores emisiones directas de N₂O en el suelo según demostró Aguilera y col. (2013) en un estudio. Además, gracias a estas enmiendas parte del CO₂ atmosférico captado es incorporado al suelo y transformado su contenido en materia orgánica gracias a la actividad de los microorganismos, dando origen a la generación de sumidero de C, que pueden permanecer durante un largo tiempo inalterado o incrementarse con estas prácticas, reduciendo el CO₂ en la atmósfera.

La integración de prácticas mitigadoras frente al cambio climático como la adición de materia orgánica estabilizada en el compostaje conduce a los agro-sistemas hacia el mantenimiento de su sostenibilidad y una mejor adaptación a los efectos del cambio climático. La materia orgánica que contiene el compost se encuentra casi en su totalidad humificada, por lo que, en los suelos en los que se realizan enmiendas con el compost se potencia el complejo arcillo-húmico.

En conclusión, si conseguimos integrar en una visión circular los flujos de biomasa no productivos actualmente considerados como residuos y transformarlos en recursos estaríamos contribuyendo a la sostenibilidad, así como a la mitigación del cambio climático en el sector primario. Los recursos generados serían de diferentes tipos (sustratos de cultivo, pellets, biofertilizantes, compost, mulch, etc.) y contribuirán a recuperar nutrientes, reducir los costes energéticos y en todo caso las emisiones de gases GEI, así como a retirar CO₂ de la atmósfera.

1.2. *Arundo donax* L. como biomasa vegetal

La Convención de Diversidad Biológica (CBD) se firmó a la vez que las Convenciones sobre Cambio Climático y Desertización, en la Conferencia de Naciones Unidas sobre Ambiente y Desarrollo, en Río de Janeiro en 1992. En ella se definió la Biodiversidad como la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otros, los ecosistemas terrestres y marinos y otros sistemas acuáticos, y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas. La pérdida de biodiversidad es motivo de preocupación tanto a nivel local, regional como global.

Los objetivos de la CBD son la preservación de la diversidad biológica, el uso sostenible de sus componentes y la distribución justa y equitativa de los beneficios derivados del uso de los recursos genéticos.

Dos décadas y media después de su entrada en vigor, la pérdida de biodiversidad continúa siendo parte del discurso político de alto nivel. Los gobiernos de todos los países han realizado actos de compromiso ambiciosos, dando pasos para incrementar las políticas de coherencia e integración. La importancia de la diversidad biológica está, hoy en día, reconocida ampliamente, no solo por su valor intrínseco, sino también por su contribución a la provisión de servicios para los ecosistemas, que son fundamentales para el bienestar de los seres humanos.

La Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible, celebrada en Johannesburgo en 2002, destacó la importancia de la biodiversidad y apoyó alcanzar los objetivos de reducción significativa de las tasas actuales de pérdida de biodiversidad a todos los niveles, como una forma de aliviar la pobreza y para el beneficio de la vida en la Tierra. Todo ello a cumplir antes de 2010. En esta cumbre se reconoció el importante papel de la Convención en alcanzar este objetivo.

En Europa, en el año 2003 se implantó un sistema para examinar e informar sobre los avances en la detención de la pérdida de biodiversidad. Para este fin y a petición del Consejo de Medio Ambiente de la EU se creó el proceso de optimización de los indicadores de la biodiversidad europea.

Como el objetivo global para 2010 de detención de pérdida de biodiversidad no se alcanzó, la Comisión Europea adoptó en 2011 una nueva estrategia para 2020 llamada: “Nuestro seguro de vida y capital natural: estrategia de la UE para la biodiversidad 2020”. Dicha estrategia se estructura en seis objetivos clave:

- Objetivo 1: Implementar completamente las directivas de aves y hábitat.
- Objetivo 2: Mantener y restaurar los ecosistemas y sus servicios.
- Objetivo 3: Aumentar la contribución de las actividades agrícolas y forestales para mantener y mejorar la biodiversidad.
- Objetivo 4: Asegurar un uso sostenible de los recursos pesqueros.
- Objetivo 5: Combatir las especies invasoras alóctonas.
- Objetivo 6: Ayudar a la prevención de la pérdida de biodiversidad global.

En este sentido, en España y más concretamente en la región Mediterránea, las orillas y parte de los cauces de los ríos están colonizadas por especies invasoras que compiten con las especies riparias autóctonas quedando éstas desplazadas de su hábitat, produciéndose de esta manera una pérdida importante de biodiversidad. Una de esta especie invasora es la caña común (*Arundo donax* L.). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) describe las especies invasoras como "animales, plantas u otros organismos introducidos por el hombre en lugares fuera de su área de distribución natural, en el que se establecen y se dispersan, generando un impacto negativo en las especies y ecosistemas locales" (IUCN, 2015).

La caña común (*Arundo donax* L.), AD, es una planta perenne con un rápido crecimiento de rama foliosa y sin ramificar, reconocida desde hace años como una de las plantas energéticas más importantes por su alta producción de biomasa. Se considera una de las 100 peores especies invasoras del mundo, según la Base de Datos Mundial de Especies Invasoras de la IUCN. En España, está incluida en el Catálogo de Especies Exóticas Invasoras por el RD 1628/2011 de 14 de noviembre (BOE nº 46, 12.12.2011).

El principal método de propagación de esta especie es por crecimiento de los fragmentos dispersos de rizomas. La fuerza del agua secciona los rizomas y actúa como el agente dispersante: estos trozos discurren aguas abajo colonizando rápidamente áreas adyacentes. Debido a su rápida tasa de crecimiento y la reproducción vegetativa, invade nuevas áreas y forma masas densas (cañaverales), a expensas de otras especies nativas.

En el entorno mediterráneo, tiene una época de crecimiento a partir de marzo-abril, que termina en octubre-noviembre, incrementándose el rendimiento de la biomasa más del 50% el segundo año con respecto al establecimiento del cultivo (Angelini et al, 2005).

Por otro lado, especialmente en zonas mediterráneas desde hace algunas décadas se está produciendo una elevada salinización de los suelos, debido a la sobreexplotación de acuíferos que ha provocado la intrusión marina y su salinización. El uso de esta agua con elevada salinidad para regar, así como el empleo de elevados insumos fertilizantes también salinos incrementan anualmente la salinización ocasionando disminución de las producciones, etc. Ante estas condiciones, la implantación de cultivos eficientes puede representar una oportunidad de protección del suelo, y al mismo tiempo, la obtención de una producción agrícola alternativa no alimentaria.

1.2.1. Descripción, origen, distribución e impacto ambiental

Arundo donax L. (AD) tiene el nombre vulgar de caña, caña común, cañizo, licera En cuanto a su posición taxonómica, y morfología de la caña común, pertenece al:

Reino: Plantae.

Subreino: Tracheobionta.

Clase: Magnoliopsida.

Familia: Gramineae /Poaceae.

Género: Arundo.

AD (caña común) es una planta perenne invasora que se ha extendido ampliamente en las áreas ribereñas, donde ha alterado los hábitats de vida silvestre y desplazado especies autóctonas (Sanz Elorza et al. 2004), es una de las gramíneas mayores del mundo. Forma espesas colonias llamadas cañaverales, con tallos con hojas, pero sin ramificar.

En la planta se pueden diferenciar dos partes, la zona aérea que constituye el tallo que alcanza una altura media entre 5-6 m, son rectos y huecos, están separados por nudos (anillos engrosados) cada 15-25 cm. En los nudos aparecen unas yemas que dan lugar ramificaciones o tallos secundarios. Una de las propiedades que poseen los tallos es que están muy lignificados confiriéndole rigidez, y una gran estabilidad mecánica, estando siempre erectos, es decir, nunca se marchitan por falta de agua.

Los nudos tienen yemas de las que salen ramas secundarias en el segundo año de vida. Tanto tallos como hojas poseen un elevado contenido de sílice, debido a la presencia de células silíceas asociadas con los haces vasculares en la capa epidérmica (Perdue, 1958).

AD crece a lo largo de los cauces de agua y se multiplica mediante rizomas que son arrancados por la corriente y trasladados a otras zonas.

La parte subterránea está constituida por un rizoma carnoso, mediante el cual se reproduce asexualmente de manera rápida y eficaz, extendiéndose en el suelo. También se produce la separación de los rizomas que son dispersados y arrastrados por las corrientes de agua diseminándose aguas abajo.

Puede perder la humedad durante varios meses sin perder la capacidad de emisión de raíces cuando vuelve a hidratarse, su hábitat son los ambientes riparios y los humedales, ya sean naturales o artificiales. Florece de julio a diciembre, con inflorescencias plumosas que miden unos 50 cm y aparecen en los extremos de los tallos a finales de agosto (Sanz Elorza, 2004).



Figura 1.3. Cañaveral en el río Segura a su paso por Orihuela

En un cañaveral podemos encontrar: cañas verdes de pocos meses de vida; cañas de dos o más años lignificadas y ramificadas secundariamente; cañas muertas, ramificadas o no. Hacia finales de agosto las hojas inferiores se secan estando así hasta otoño; transcurrido el invierno, con el inicio de la segunda estación de crecimiento, se produce la emisión de ramas laterales a partir de las yemas axilares presentes en los nudos (Decruyenaere y Holt 2001).



Figura 1.4. Ciclo de vida de *Arundo donax* L. en clima templado

Las elevadas tasas de crecimiento se traducen en una altísima productividad, estimada en 20 toneladas de peso seco por hectárea (Perdue, 1958) y 25 toneladas de materia seca/ha en condiciones naturales (Ververis et al., 2004), pudiendo llegar hasta las 55-60 t/ha/año en cultivos energéticos (Curt, 2009 y Di Nasso et al., 2008).

Su presencia plantea problemas desde el punto de vista ecológico, entre otras cosas porque transpira más agua por unidad de superficie que la vegetación autóctona (Abichandani, 2007) e incrementa el riesgo de incendio; además disminuye la velocidad de paso del agua por los ríos bajando el caudal de paso por los mismos, así como el arrastre de bardomeras (cañas sueltas) que arrastra la corriente provocando taponamientos en puentes y otras obras hidráulicas.

La caña común desde tiempo inmemorial ha sido utilizada en la cuenca del Segura para infinidad de usos.

Se utilizaba en la construcción de casas de la huerta, testeros, forjados, falsos techos (cañizo), tabiques, para hacer cercas de separación entre fincas y arcos de entrada con caña trenzada, auténticas obras de arte y cuya artesanía está tristemente perdida. Se fabricaban escobas, cestería y mil aplicaciones más.

Se utilizó para sujetar taludes en los ríos y en la construcción de balizas para evitar el movimiento de las dunas. En agricultura fundamentalmente como tutores de las tomateras; también se hacían las zarzas para los gusanos de seda.

Pero a finales de los años 60 del siglo pasado su uso en la construcción fue sustituido por otros materiales. En la agricultura a finales de los años 80 del siglo XX, el último reducto que fueron las grandes plantaciones de tomateras de Águilas y Mazarrón, sustituyeron las plantaciones al aire libre por plantaciones bajo mallas con estructuras de invernadero.

Pues bien, lo que fue un producto de gran utilidad y controlado por el hombre, al caer en desuso, se convirtió en un problema.

Por estas razones, se hace necesario la eliminación del *A. donax* de las riberas en aras a la biodiversidad y a la recuperación del buen estado ecológico de los sistemas fluviales de todo el mundo (Vilán et al., 2011).

La gestión que se realiza actualmente en los cauces de los ríos mediterráneos en España supone anualmente una ingente cantidad de recursos públicos para su arranque-control mediante poda mecánica ineficiente puesto que no se extrae el rizoma y vuelve a regenerarse de forma natural y al mismo tiempo no se lleva a cabo aprovechamiento alguno de la biomasa y, en muchos emplazamientos, se vierten al río nuevamente dicha biomasa.

Por otro lado, todavía se está discutiendo el origen de la caña, pero lo que es cierto, es su uso por el hombre desde la antigüedad; se puede pensar que su entrada en Europa tuvo lugar durante el

siglo XV, habiendo referencias de ello en Italia, tratándose por tanto de un arqueófito a nivel europeo (anterior al descubrimiento de América); por otra parte, las técnicas moleculares sugieren un origen monofilético y asiático (Mariani et al., 2010).

Se encuentra en gran parte de las regiones templada y tropicales del mundo; en Europa está naturalizada en todos los países del Sur ribereños con el Mediterráneo.

En España se encuentra presente en la mayoría de las provincias peninsulares y de los dos archipiélagos, mayoritariamente en el Noroeste y Levante de la península.

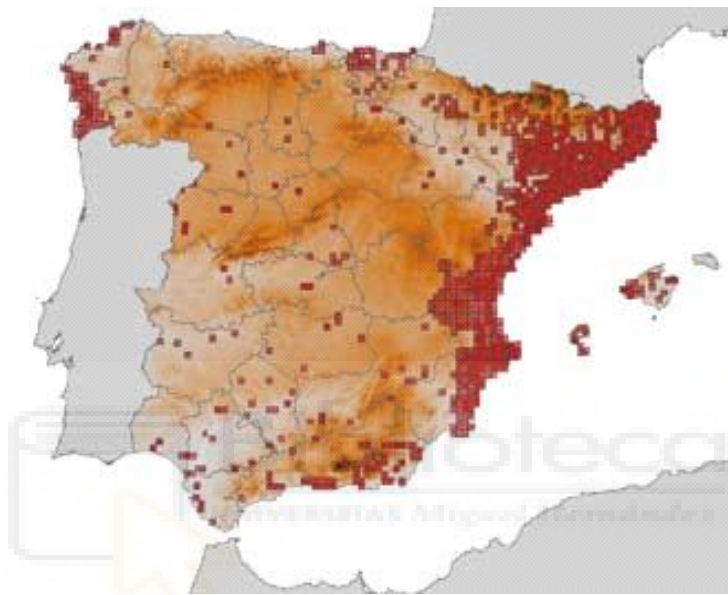


Figura 1.5. Distribución de *Arundo donax* L. en España. (Fuente: Deltoro Torró, V. et al., 2012)

Las cañas provocan un gran impacto en los ecosistemas que invaden, debido a la competencia sobre las especies nativas ya que, por una parte, el denso sistema radicular inhibe la adquisición de agua y nutriente, mientras que su parte aérea puede formar una densa cubierta que impida la germinación y el crecimiento de las especies nativas (Soriana y Sala, 1984) (Gordon et al., 1989) (D'Antonio y Vitousek, 1992). Por otra parte, aumenta la transmisión del fuego debido a su parte vertical, ya que rebrota rápidamente tras el incendio o quema, mucho más rápidos que la vegetación riparia nativa; por lo dicho, la quema de cañaverales no es un método adecuado en el control de los mismos. Afectan negativamente a la nidificación de las aves acuáticas debido al porte vertical y carecen de una estructura horizontal suficientemente robusta para soportar nidos (Zembal, 1998; Anon, 2002). Reduce la heterogeneidad del hábitat, su complejidad estructural y la diversidad vegetal (Herrera and Dudley, 2003).

Afectan negativamente al trabajo hidráulico del río formando represas que disminuyen la velocidad del agua y las bardomeras taponan puentes y otras obras hidráulicas provocando inundaciones en épocas de crecida.

1.2.2. Métodos de control como especie invasiva

Para solventar los problemas causados por esta especie invasora e intentar recuperar el ecosistema, los métodos de control hasta ahora utilizados se pueden clasificar en dos grupos (Deltoro Torró, V. et al. 2012):

Métodos químicos

Mediante el empleo de fitosanitarios sistémicos absorbidos por las hojas y transportado por el floema.

Hay otros procedimientos de aplicación, pero se utilizan en menor medida como, por ejemplo: inyección de herbicida al tallo, embadurnamiento con bayetas a todo el tallo o fumigación de rebrotes.

La fumigación de los cañaverales consiste en la aplicación de herbicida sistémico a la parte aérea de AD siendo la mejor época para el tratamiento después de la floración, es decir, a finales del verano o principios del otoño, empleándose para ello pulverizadores o carretillas.

La aplicación debe ser homogénea y se recomienda no realizar su corte durante el primer año para lograr la máxima eficacia.

La protección de los operarios encargados de la aplicación se recoge en "Las buenas prácticas agrícolas en la aplicación de fitosanitarios" (Márquez, 2008).

Entre los efectos no deseados destaca el hecho de que pueda afectar a otras especies riparias por volatilidad del producto empleado, así como a la flora y la fauna acuícola. Tiene una alta eficacia si la aplicación se hace correctamente.

Aunque hay otros principios activos para el control de *Arundo donax* L., se utiliza básicamente el glifosato al 35.5% que es el que mejores resultados proporciona, con una dosis de 10 l/ha, aunque se está estudiando su prohibición.

Métodos físicos

En este apartado se describen las técnicas, cubrimiento e inundación, con la ventaja sobre los químicos de que no causan problemas en el medio acuático, si bien, también provocan la mortalidad de las plantas riparias por cualquiera de los dos métodos.

• Cubrimiento

Radica en la colocación de una cubierta totalmente opaca de plástico geotextil sobre el cañaveral, una vez realizado el corte del tallo, de modo que se impida que la luz del sol incida sobre los brotes, condición sine qua non es que no pase nada de luz. La aplicación idónea es a primeros de marzo y retirarla en octubre del año siguiente.

Los tocones de las cañas posteriores al desbroce pueden romper la cobertura, estas deben estar bien sujetas al suelo, las lonas han de solaparse para evitar la entrada de la luz.

Se recomienda plástico polietileno negro de más de 1000 galgas, las coberturas degradables como la fibra de coco no sirven ya que son atravesadas con facilidad por los brotes.

• Inundación del cañaveral

Este procedimiento se basa en encharcar el cañaveral para producir la muerte por anoxia del rizoma de AD. El momento idóneo es en invierno, durante su parada vegetativa. Método que requiere en primer lugar una siega previa con la retirada de los restos. Requiere terrenos próximos al río y que no tengan pendiente. En la cuenca del Segura no se utiliza por estar los cañaverales en las riberas y por la escasa agua de la que se dispone en la cuenca no puede emplearse en estos usos.

• Métodos de control mecánico

Consisten en desbroces reiterados o bien en la extracción del rizoma.

- Desbroces reiterados

Se trata de realizar una serie de desbroces al principio de la fase vegetativa y posteriormente, manualmente, arrancar los brotes que vayan saliendo, hasta conseguir el agotamiento del rizoma; otra posibilidad sería meter ganado lanar que, a pesar de la mala palatabilidad del AD, se podrían comer los brotes. Este método, respetuoso con la flora y la fauna de la zona de ribera, se puede utilizar en combinación con plantaciones riparias autóctonas, creando una competencia con el cañaveral.

- Extracción del rizoma

Se puede realizar, bien con azada o con retroexcavadora. Primero procede el desbroce y después con una azada se van extrayendo los rizomas con sus correspondientes raíces.

Con retroexcavadora se plantea el inconveniente de que se extrae gran cantidad de suelo y no se puede trabajar en taludes. Se pueden utilizar unos cazos especiales para el cribado de la tierra. Es un método caro pero que proporciona buenos resultados y se puede hacer en cualquier época del año siempre que no perjudique la nidificación de las aves.

En resumen, hasta hace poco las actuaciones realizadas por las diferentes administraciones públicas se basaban prioritariamente en el desbroce mecánico de la parte aérea y se realiza en cualquier época del año (aunque se respeta la época de nidificación de las aves). Con ello sólo se consigue obtener unos cañaverales cada vez más densos, siendo métodos ineficaces para el control de AD. Hoy en día, gracias a programas Life de la Unión Europea (Life+ ripisilvanatura (Life13 Bio/ES/1407)), se están realizando, en tramos piloto, para utilizar los métodos de eliminación de cañaverales anteriormente descritos.

Como corolario, destacar que no hay ningún método que cumpla todos los requisitos, ya que todos presentan ventajas e inconvenientes.

1.2.3. Usos de la biomasa de *Arundo donax* L.

Correlacionado con la economía circular la generación de un residuo debe de ir acompañado de su minimización o convertirlo en un recurso. Un ejemplo claro lo tenemos en los diferentes usos/utilidades que se pueden dar a la biomasa de esta planta invasora. Entre ellos podemos destacar:

Producción de energía

En el mundo actual se considera la producción de biocombustibles una alternativa necesaria para reducir la dependencia de los recursos no renovables y la emisión de gases de efecto invernadero.

- Combustión, método tradicional

Desde sus inicios el hombre ha utilizado la biomasa vegetal para aprovechamiento energético quemándola en un ambiente rico en oxígeno para producir calor. Hoy en día, se propone la fabricación de pellets y briquetas con los residuos vegetales para mejorar sus cualidades energéticas y manejo (Callejón-Ferre y López-Martínez, 2009).

La caña común es una especie interesante por sus producciones anuales de biomasa. La biomasa de caña puede tener dos orígenes: uno forestal (cañaverales ya existentes) y otro agronómico (cultivo energético). (Navarro, P. et al. 2013).

El poder calórico de la caña se estima que puede llegar a producir 298,33 Mwh/ha, en cultivos energéticos (Curt, 2009). Podemos decir como colofón que se pueden utilizar los cañaverales existentes como uso energético para controlar la expansión de la especie, así como las riberas de los ríos y ramblas para que subsistan las especies riparias autóctonas.

- Pirolisis y gasificación

El tratamiento termoquímico del residuo vegetal, cuando se incinera en ausencia de oxígeno lo transforma en tres tipos de productos: uno sólido llamado biochar o biocarbón; uno líquido que es aceite pirolítico o bio-oil y, uno gaseoso llamado gas de síntesis o syngas. Cuando el proceso se hace a bajas temperaturas (250-350°C), en ausencia de oxígeno, el principal producto es el biocarbón (Lee y Lavoie, 2013).

Para la pirolisis hacen falta mayores temperaturas (550-750°C) en ausencia de oxígeno, siendo el principal producto el aceite pirolítico.

Empleando mayores temperaturas (750-1200°C) y con acceso limitado de oxígeno, se produce la gasificación obteniendo syngas como principal producto. Tanto en la pirolisis como en la gasificación se obtienen también cantidades variables de los otros dos productos.

La energía necesaria para calentar el material puede proceder de la combustión del propio residuo vegetal (Lee y Lavoie, 2013).

El biochar puede quemarse para producir energía y si tiene bajo contenido en cenizas sirve para la producción de carbón activo, empleándose en filtros para eliminar olores o agentes contaminantes tanto en aire como en aguas. Recientemente, se está evaluando su aplicación en suelos para mejorar sus características físico-químicas, mejorando el crecimiento de las plantas (Rehrah et al., 2014).

El aceite pirolítico o bio-oil es una emulsión de agua y varios compuestos orgánicos (ácidos orgánicos, fenoles, aldehídos, etc.) con una capacidad calorífica no muy alta (mejorable con hidroprensado) utilizándose para combustibles líquidos.

El syngas es una mezcla de gases, principalmente H₂ y CO, también puede contener CH₄, CO₂ y H₂O junto con diversos compuestos orgánicos volátiles de bajo peso molecular (Laird et al., 2009). Este

gas se emplea para producir energía térmica (menor que el gas natural), sirviendo para producir electricidad, así como etanol y combustibles líquidos (diésel líquido etc.) mediante síntesis Fischer-Tropsch (Yue et al., 2014).

-Producción de biometano y biohidrógeno

La producción biológica de metano consiste en una fase de descomposición microbiana de la materia orgánica en ausencia de oxígeno dando lugar a un gas rico en metano llamado biogás. Esta transformación biológica es llevada a cabo por distintos tipos de bacterias que secuencialmente descomponen la materia orgánica hasta llegar a materiales capaces de ser utilizados por las arqueas metanógenas, siendo estos microorganismos capaces de fabricar metano. El biogás está compuesto principalmente por metano y dióxido de carbono.

Este gas puede utilizarse como combustible para generar energía, la parte sólida de la materia orgánica parcialmente degradada resultante tras un proceso de compostaje se puede utilizar como sustrato en agricultura. El proceso por el cual la materia orgánica es degradada, es mediante la actuación de hasta cinco grupos distintos de microorganismos específicos que intervienen unos tras otros.

-Producción de bioetanol, biobutanol y 2-3 butanodiol

Debido a los altos costes de la producción de bioetanol a partir del almidón de maíz y caña de azúcar, amén de las altas emisiones de gases de efecto invernadero, se ha centrado su fabricación en bioetanol de segunda generación a partir de recursos no alimentarios tales como residuos agrícolas (Fischez et al., 2010) que además produce menos emisiones de gases.

La producción de biocombustibles líquidos (bioetanol, biobutanol y 2-3 butanodiol) a partir de residuos vegetales se realiza en dos fases: la primera, en la que se liberan contenidos en la celulosa y la hemicelulosa y, en la segunda, los azúcares son fermentados por microorganismos productores de dichos compuestos.

El bioetanol es el combustible líquido sustituto de la gasolina más ampliamente utilizado para automoción (Demirbas, 2005). Zucaro, et al. (2016) estudiaron la evaluación del ciclo de vida del bioetanol procedente de AD obteniendo resultados positivos, sobre todo en relación al impacto medioambiental.

Aysu y MaşukKüçük (2013), descubrieron que AD era una materia prima licuable para fines energéticos. La conversión de esta biomasa conduce a la formación de combustibles con una

densidad energética más alta que la original y destinados a ser similares a los combustibles convencionales.

- **Uso como nuevo material constructivo**

-Fabricación de tableros

Debido a la alta deforestación existente y por lo tanto el daño producido al medio ambiente, se recomienda el uso de AD como material lignocelulósico para la fabricación de tableros de partículas resistentes y aislantes, obteniéndose paneles aislantes y tableros aptos para uso general, fabricación de mobiliario, carpintería interior, etc. (Ferrández, 2013).

A principios del siglo XX, se inició la fabricación de tableros con la utilización de residuos de madera, utilizando adhesivos sintéticos; posteriormente se realizaban contrachapados usando adhesivo de resina de urea formaldehído. Ya a mediados del siglo anterior se empezaron a utilizar las fibras de origen vegetal.

De los resultados finales de las pruebas tanto físicas como mecánicas se concluye que es factible su uso como materia prima lignocelulósica para sustituir a la madera para la fabricación de tableros de partículas con propiedades aceptables.

En las diferentes investigaciones realizadas se demuestra que el tamaño de la partícula tiene un gran efecto sobre las propiedades de los tableros elaborados con urea-formaldehído.

Dado que los tableros tienen una larga duración, los sistemas productivos de AD se podrían considerar como un sumidero de carbono, pudiendo al mismo tiempo ayudar a aliviar la escasez de materias primas para la industria de los tableros de partículas (Ferrández, 2013).

También se han realizado pruebas de envases fabricados a partir de la biomasa de caña para tomates y fresas. Obteniendo propiedades mecánicas que cumplían los requisitos para su uso industrial; además se evaluó la calidad de las fresas y tomates tras 7 y 14 días de almacenamiento, obteniendo resultados comparables a los obtenidos con envases de otros materiales (García-Ortuño et al., 2013).

Se pueden utilizar materiales a base de caña y otros de corcho aglomerado como aislantes comprobando que las emisiones de CO₂ para el medio ambiente interior son 1/2 para los tabiques de caña y 1/4 para los de corcho aglomerado en comparación con los de ladrillo (Barreca et al., 2019).

En definitiva, podemos decir que estos materiales tienen un buen rendimiento tanto como aislamiento térmico, permitiendo su utilización un importante ahorro de energía y por lo tanto menores emisiones de CO₂, como para climatizaciones interiores (Barreca et al., 2018).

Otro uso alternativo puede ser como fibra de refuerzo del hormigón como material compuesto; al adicionar fibra de caña a los morteros disminuye la tensión de rotura y deformación y también hay un ahorro de materiales. En general tiene un mejor comportamiento la caña recién cortada sin someterla a ningún proceso de desecación previo a su utilización (Andreu, 2005).

- **Uso como acolchado (mulching) para disminuir la evaporación del agua**

En el Sureste de la Península Ibérica, el cambio climático y la creciente escasez de agua es el factor restrictivo de la producción agrícola, lo que condiciona a buscar, establecer metodologías y técnicas que permitan su ahorro y su utilización efectiva.

Entre estas técnicas se propone el empleo de mulch o cobertura vegetal procedente de la biomasa residual generada por la agricultura que permita una mejora en su gestión, retener el agua en el sistema y potencialmente disminuir la emisión de gases de efecto invernadero asociada a la eliminación mediante la quema.

Se ha comprobado que el mulch con residuos vegetales evita la pérdida rápida de humedad, siendo el más eficiente el elaborado a base de tallo de AD en relación con otros (Pelegrín et al., 2018).

- **Uso como agente estructurante en procesos de compostaje**

El uso de la biomasa de AD como agente estructurante para el co-compostaje de lodos de depuradora y lodos de la empresa agroalimentaria, resulta positivo para gestionar estos residuos orgánicos y para producir fertilizantes orgánicos equilibrados mediante la optimización del proceso. La proporción en las mezclas tiene un efecto significativo, siendo mejores los resultados cuanto mayor es la proporción de éste; así como para disminuir la emisión de gases de efecto invernadero durante el proceso. Además, los productos finales que se obtienen (compost) tienen un contenido equilibrado de nutrientes y un buen grado de madurez, lo que indica la viabilidad del proceso de compostaje como un buen método para la estabilización de estos residuos orgánicos (Pelegrín et al., 2018).

1.3. Lodos de depuradora de aguas residuales urbanas y agroalimentarias

El Real decreto 1310/1990 por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario define a éstos como: “Los lodos residuales salidos de todo tipo de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) domésticas, urbanas o de aguas residuales de composición similar a las anteriormente citadas, así como los procedentes de fosas sépticas y de otras instalaciones de depuración similares utilizadas para tratamiento de aguas residuales”.

Un lodo de depuradora es una mezcla de agua y sólidos que resultan de aplicar una serie de tratamientos primarios, secundarios y terciarios a las aguas residuales (EDAR) y a las aguas de composición similar, principalmente las procedentes de la industria agroalimentaria (EDARI), con la finalidad de eliminar materia orgánica sedimentable y no sedimentable tanto de origen orgánico como inorgánico.



Figura 1.6. Lodo de EDAR (izquierda) y Lodo EDARI (derecha).

En general, es un material pastoso de color parduzco o grisáceo oscuro y de olor variable en función del tratamiento de estabilización aplicado.

Los lodos de depuradora son residuos urbanos de gran importancia, por ser una fuente potencial de materia orgánica y energía, pero sin el manejo adecuado pueden suponer un grave problema.

1.3.1. Consideraciones legales y técnicas

La Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados establece como se debe de realizar la gestión de los lodos de depuración de aguas residuales; además se tiene que cumplir con la normativa específica aplicable a cada tipo de tratamiento.

Es importante tener en cuenta que para aplicar los lodos en agricultura:

- El gestor que realice la aplicación agrícola deberá disponer de autorización para la operación de tratamiento de residuos R10 “Tratamiento de los suelos que produzca un beneficio a la agricultura

o una mejora ecológica de los mismos”, en cumplimiento de lo establecido en el artículo 27 de la Ley 22/2011, de 28 de julio.

- Se deberá cumplir con lo establecido en el Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario, que transpone la Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura (Directiva 86/278/CEE).
- Se deberá cumplir con lo establecido en la Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario.
- Se deberá cumplir con lo establecido en el Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.
- Cuando se usen los lodos para la fabricación de productos fertilizantes “compost” se deberá cumplir lo establecido en el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.
- Cuando los compost de lodos se utilicen como ingrediente de los sustratos de cultivo se deberá cumplir lo establecido en el Real Decreto 865/2010 de 2 de julio, modificado por el Real Decreto 1039/2012, de 6 de julio, sobre sustratos de cultivo

En el R.D. 1310/1990, designa al Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y a las autoridades responsables de las Comunidades Autónomas en esta misma materia como los competentes en materia de aplicación y control de la citada Directiva y se crea el Registro Nacional de Lodos (RNL). En el artículo 12.4 b) de la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, se habilita a las Comunidades Autónomas la autorización, vigilancia, inspección y sanción de las actividades de producción y gestión de residuos.

La Directiva 86/278/CEE y Real Decreto 1310/1990 de 29 de octubre, regulan los valores límite sobre metales pesados en el entorno suelo-lodo, permitiendo su utilización en suelos agrícolas, cuando la concentración de metales pesados de los lodos y de los suelos receptores no supere ciertos límites y, se controle la acumulación de metales en las parcelas receptoras. Es importante remarcar que la Directiva prohíbe la aplicación de lodos de depuradora sin tratar y también prohíbe de manera explícita la aplicación de lodos tratados a determinados cultivos y establece plazos para su aplicación en los cultivos autorizados.

También indica que la aplicación de lodos debe de hacerse teniendo en cuenta las necesidades de nutrientes de las plantas. Además, exige control estadístico de los lodos producidos, cantidades dedicadas a fines agronómicos, composición y características de los lodos, tipos de tratamiento e identificación del destinatario y lugar de aplicación.

La Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario, establece un nuevo régimen jurídico que promueve la transparencia en materia de producción y gestión de residuos y asegura su trazabilidad. En ella se establece que las instalaciones depuradoras de aguas residuales, las instalaciones de tratamiento de lodos y los gestores que realizan la aplicación en los suelos de los lodos de depuración tratados deben enviar anualmente determinada información a las Comunidades Autónomas, y ésta al Registro Nacional de Lodos del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

La Comisión Europea trabaja actualmente, en la revisión de la Directiva de lodos a fin de adaptarla al progreso técnico y científico y a las exigencias de otras legislaciones más recientes como la Directiva relativa a los residuos (2008/98/CE modificada por la Directiva 2018/851 para apoyar la transición hacia una economía circular) que establece la jerarquía en la gestión de residuos (prevención, reducción, reutilización, reciclado y recuperación energética) y con la Directiva sobre vertido (1999/31/CE modificada por la Directiva 2018/850 relativa al vertido de residuos.) que limita la posibilidad de eliminación en vertederos de los residuos biodegradables y prohíbe el vertido de residuos que no se hayan sometido a tratamiento.

El Real Decreto 506/2013 de 28 de junio sobre productos fertilizantes, clasifica dentro del “Grupo 6. Enmiendas Orgánicas” el compost producido a partir de residuos biodegradables, y lo define como “producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termófila), bajo condiciones controladas, de materiales orgánicos biodegradables del Anexo IV, recogidos separadamente”.

Los lodos del tratamiento de aguas residuales urbanas de código LER 19 08 05, los lodos de fosas sépticas de código LER 200304 y en general los lodos procedentes del tratamiento de aguas residuales industriales, que no contienen sustancias peligrosas y cuyo contenido en metales pesados sea inferiores a los establecidos en el R.D. 1310/1990, pueden utilizarse para la elaboración de compost.

Las especificaciones que deben cumplir las enmiendas orgánicas compost, tienen que ir debidamente descritas en su etiquetado, ajustándose a los requerimientos que contempla dicho Real Decreto.

A nivel autonómico podemos destacar:

La Orden 22/2017, de 3 de agosto, de la Consellería de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, por la que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario de la Comunitat Valenciana. Donde en su artículo tres, indica que, únicamente podrán ser aplicados en suelos agrarios los lodos tratados que no superen los valores de concentración de metales pesados y demás parámetros establecidos en la normativa básica que regula la utilización de lodos de depuración en el sector agrario. Y que los lodos tratados deben estar identificados con alguno de los códigos de la Lista Europea de Residuos (LER), aprobada por la Decisión 2014/955/UE de 18 de diciembre, que se establecen en la normativa básica que regula la utilización de lodos de depuración en el sector agrario.

Y la Orden de 6 de agosto de 2018, por la que se regula la utilización de lodos tratados de depuradora en el sector agrario. En ella se asume todo lo establecido en el RD 1310/1990 y en la orden AAA/1072/2013 y además para garantizar la adecuada valorización de los lodos tratados en los suelos agrarios andaluces se han definido métodos de tratamiento específico que reducen de manera significativa el poder de fermentación de los lodos, se han incorporado limitaciones sobre las parcelas en las que pueden incorporarse los lodos tratados, como distancias mínimas de exclusión respecto a núcleos urbanos, aguas superficiales y captaciones subterráneas y se ha limitado la cantidad a aplicar por hectárea y año.

1.3.2. Naturaleza y composición

Cuando se depuran las aguas residuales aparece un residuo que son los lodos, principalmente en los procesos de decantación primaria (lodos primarios) y decantación secundaria (lodos secundarios) y en algunos tratamientos terciarios.

A la hora de su clasificación, aparecen diferentes criterios:

Según la fase de depuración de las aguas residuales en la que se genera, los lodos pueden clasificar en primarios, secundarios, mixtos y químicos o físico-químicos.

- Los lodos primarios se obtienen en la decantación primaria y son separados del agua residual por la acción de la gravedad. Tienen una consistencia limosa, su color es de marrón a gris, son muy

inestables, poco estabilizados, y altamente fermentables y putrescibles, por lo que se vuelven sépticos y generan mal olor con gran facilidad. Están constituidos tanto por sólidos inorgánicos, como por sólidos orgánicos (González Granado, 2015). Son lodos que liberan fácilmente su fracción de agua libre, lo que conlleva un buen espesamiento. Su contenido en humedad varía entre un 93% y un 99%.

- Los lodos secundarios o biológicos se generan en procesos de tratamiento biológicos que convierten residuos o substratos solubles en biomasa. Se componen de polisacáridos y proteínas, bacterias y microorganismos, que forman sustancias poliméricas extracelulares (Markis et al., 2014). La cantidad y características de estos lodos varía con el metabolismo y el grado de crecimiento de los diferentes tipos de microorganismos presentes en el sistema.
- Lodos mixtos son la mezcla de los lodos primarios y secundarios que pueden tratarse por separado o mezclarse y son el producto que habitualmente se trata en la línea de fangos de las EDARs.
- Lodos físico-químicos resultan de la adición de reactivos químicos (coagulantes y floculantes, como sales de hierro o aluminio y cal) al agua residual, como consecuencia de ello se produce una mayor remoción y precipitación química de la materia orgánica en suspensión, se eliminan compuestos inorgánicos disueltos en el agua o precipita el fósforo.

Según el tipo de tratamiento concreto dado en la línea de fangos (espesamiento, estabilización, deshidratación), se les denomina fangos espesados, estabilizados o digeridos y lodos deshidratados, respectivamente.

En función de los métodos aplicados al lodo para disminuir su capacidad de fermentación y los inconvenientes sanitarios de su utilización, resultando lo que se denomina “lodo tratado”. Estos métodos sería compostaje, secado térmico, estabilización aerobia termófila, digestión anaerobia, principalmente, pudiendo contemplarse alguno más como la digestión anaerobia mesófila y la estabilización con cal, según la Comunidad Autónoma.

Los lodos de depuradora se caracterizan por ser un residuo extremadamente líquido (más de un 95% de agua) y heterogéneo que necesita ser tratado para realizar una adecuada gestión de este residuo. El lodo tratado sometido a procesos convencionales de deshidratación contiene entre un 75-82% de agua, lo que mejora sus posibilidades de gestión. Los lodos de depuradora constituyen un sustrato complejo compuesto por proteínas, hidratos de carbono, fibras, grasas y material inorgánico.

Su composición es variable (Tabla 1.1) y depende de la carga de contaminación del agua residual a tratar, de la tecnología y proceso de depuración empleado, del tratamiento al que es sometido el lodo, de la época del año, etc. Los tratamientos a que son sometidos las aguas residuales hacen que la contaminación se concentre en el lodo y, por tanto, estos contienen una amplia diversidad de materias suspendidas y disueltas. Algunas de ellas con valor agronómico como materia orgánica, nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) y en menor cantidad calcio (Ca), magnesio (Mg) y otros micronutrientes esenciales para las plantas y otras con potencial contaminante como los metales pesados, entre ellos cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn), los patógenos, y los contaminantes orgánicos (<http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/lodos-depuradora/>).

En general, los lodos de depuradora presentan:

Humedad: la humedad del lodo, en general, es elevada (75-80%) y depende del tratamiento a que se someta. La humedad del lodo es un factor que influye en el tratamiento, transporte y utilización posterior. En procesos de compostaje de lodos, si la humedad es elevada y la biodegradabilidad moderada, puede pasar que el calor generado biológicamente durante el proceso de compostaje no sea suficiente para las dos funciones principales de evaporar agua (la del sustrato y la formada en el proceso) y la de calentar la masa a temperaturas termófilas para su higienización.

pH próximo a la neutralidad (pH=7). En suelos alcalinos como los de la zona, el uso de lodos como enmienda tendrá un efecto amortiguador del pH.

Conductividad eléctrica: es un parámetro indicativo del contenido de sales solubles en el residuo. Al aplicarse al suelo, estas sales aumentarían la conductividad eléctrica del mismo por lo que puede constituir un factor limitante. El valor medio de CE es de 2,3 dS/m con un amplio rango de variación (1-9 dS/m) por lo que es un parámetro que controlar para el cálculo de la dosis a aplicar.

Nutrientes: los contenidos en nitrógeno y fósforo, les proporciona un importante valor fertilizante. También contienen otros elementos esenciales para las plantas como calcio, magnesio, potasio y micronutrientes (hierro, cobre, manganeso, zinc y boro). El contenido de nitrógeno puede variar en los lodos, siendo los valores medios en torno a 5 %.

Materia orgánica: poseen niveles relativamente altos, presentando la mayoría de los lodos contenidos superiores al 50 % sobre materia seca.

Metales pesados: su contenido en los lodos constituye es la principal limitación de sus aplicaciones agrícolas por los riesgos de toxicidad para plantas, animales y personas.

Organismos patógenos: el origen del lodo hace que podamos encontrar en ellos un porcentaje elevado de microorganismos, algunos de los cuales son potencialmente patógenos, ya que en las excretas humanas el contenido de microorganismos puede estar próximo al 55 % del peso seco total de la fracción sólida de estas (Stephen, et al., 1980). Es en los procesos de estabilización y compostaje de los lodos de depuradora cuando se reduce en gran número la cantidad de microorganismos incluyendo bacterias patógenas (por ejemplo, Salmonella, Shigella), parásitos, protozoos y virus, aunque no es seguro que se eliminen de forma completa (Chen et al., 2011). La mayor parte de los patógenos presentes en un lodo no sobreviven de forma efectiva a temperaturas superiores a 70°C durante cortos periodos de tiempo, sin embargo, hay formas esporuladas como las especies de Clostridium que requieren temperaturas muy elevadas. Para el uso agrícola de los lodos debe analizarse antes Salmonella spp, Escherichia coli.

Tabla 1.1 Composición media de lodos de depuradora del sureste español.

Parámetro	Unidad	Valor medio ^a	Desviación estándar	Rango	de	variación
pH extracto 1:10	--	6,54	0,45	3,92	-	7,73
CE extracto 1:10	dS m ⁻¹	2,37	1,75	0,5	-	12,1
Materia orgánica total	%	53	10,59	14	-	74,8
Nitrógeno (N)	%	4,74	1,42	1,16	-	8,4
Carbono orgánico total	%	33	6,12	12	-	46,27
Relación C/N	-	5,8	2,33	1,9	-	20,4
Fósforo (P)	%	0,94	0,32	0,24	-	2,35
Fósforo (P ₂ O ₅)	%	2,1	0,74	0,19	-	5,38
Potasio (K)	%	0,33	0,18	0,08	-	1,27
Potasio (K ₂ O)	%	0,39	0,21	0,09	-	1,52
Calcio (Ca)	%	7,6	3,71	1,01	-	25,4
Calcio (CaO)	%	10,6	5,18	1,41	-	35,5
Magnesio (Mg)	%	0,79	0,65	0,01	-	5,17
Magnesio (MgO)	%	1,3	1,08	0,02	-	8,58
Sodio (Na)	%	0,26	0,39	0,02	-	4,66
Hierro (Fe)	mg kg ⁻¹	12914	24068	14	-	150549
Cobre (Cu)	mg kg ⁻¹	427	467	26	-	4912
Manganeso (Mn)	mg kg ⁻¹	129	90,7	29	-	836
Cinc (Zn)	mg kg ⁻¹	941	1429	152	-	24634
Cadmio (Cd)	mg kg ⁻¹	8,12	16,1	1	-	189
Níquel (Ni)	mg kg ⁻¹	50,5	121	2	-	1500
Plomo (Pb)	mg kg ⁻¹	137	109	4	-	1119
Cromo (Cr)	mg kg ⁻¹	544	3139	2	-	32662
Mercurio (Hg)	mg kg ⁻¹	0,92	0,95	0,1	-	7

^a valores sobre materia seca. Fuente: Pérez Murcia y Moreno-Caselles (2008).

1.4. El compostaje como vía de valorización de flujos residuales orgánicos

Desde un punto de vista social, económico y medioambiental, valorizar un residuo es convertirlo en un recurso y es la mejor manera de gestionarlo, dándole un uso.

Dentro de la valorización de los residuos existen diferentes mecanismos como el reciclado químico y mecánico, la valorización energética (digestión anaeróbica e incineración), y el compostaje entre otras.

1.4.1. Concepto de compostaje y etapas del proceso

El compostaje es un proceso bioxidativo controlado, en el que intervienen numerosos y variados microorganismos, que requiere una humedad adecuada y sustratos orgánicos heterogéneos en estado sólido (Costa et al 1991). Conlleva una fase termofílica, también se generan fitotoxinas en una fase del proceso; creándose al final por un lado productos de los procesos de degradación (dióxido de carbono, agua y minerales), y por otro lado una materia orgánica estabilizada, exenta de fitotoxinas y disponible para su aplicación en agricultura sin efectos desfavorables

Un esquema simplificado del proceso se muestra en la figura 1.6.

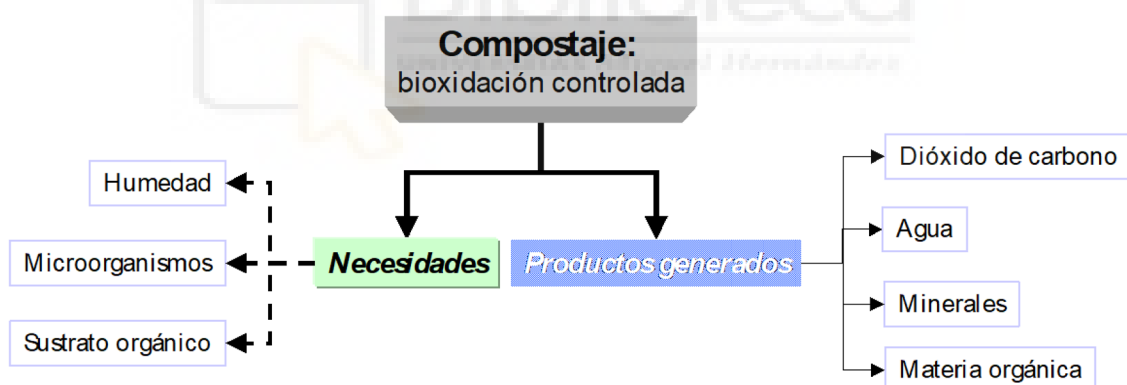


Figura 1.7. Esquema simplificado del proceso de compostaje.

Se caracteriza por ser un proceso bioxidativo en el que interviene una carga microbiana (biológica) que lo difiere de cualquier proceso físico y químico, y de los que no se efectúen de manera aerobia. Otra diferencia importante que existe con los procesos naturales es que está controlado durante todas sus fases impidiendo que se produzcan fenómenos de anaeróbicos que lo puedan interrumpir o afectar.

La carga microbiana es variada y numerosa (bacterias, hongos y actinomicetos, principalmente), e influye directamente en el proceso compostaje. Dependiendo del tipo de carga microbiana que tengamos, obtendremos un producto final (M.O. humificada).

Otros factores que influyen directamente con la carga microbiana son la relación C/N, el porcentaje o contenido de humedad, la temperatura, la composición química del sustrato orgánico, pH; condicionando que la tasa de multiplicación de la carga microbiana sea mayor.

Durante el proceso de compostaje se observan dos fases fundamentales:

a) La fase biooxidativa que está constituida por una etapa mesófila (con una gran actividad microbiana fundamentalmente microorganismo mesófilos), le sigue una etapa termófila (con el aumento de la temperatura y activación de los microorganismos termófilos) y terminando con una etapa de enfriamiento. Durante estas etapas que constituye la fase biooxidativa se produce una alta activación de la carga microbiana debido a que tienen disponibles compuestos fácilmente biodegradables (material inicial), produciéndose la mineralización.

b) La fase de maduración o estabilización; en esta fase los microorganismos disminuyen su actividad principalmente debido a la escasez de material biodegradable consumido en la fase anterior. En esta segunda etapa predominan los procesos de humificación formándose ácidos húmicos, formando un producto final parecido al humus que recibe el nombre de compost. Un compost madurado o estabilizado hace referencia aun compost libre de fitotoxicidad.

En la siguiente figura se esquematizan las etapas del proceso, así como la evolución de la temperatura, el pH y la población microbiana predominante en cada una de ellas.

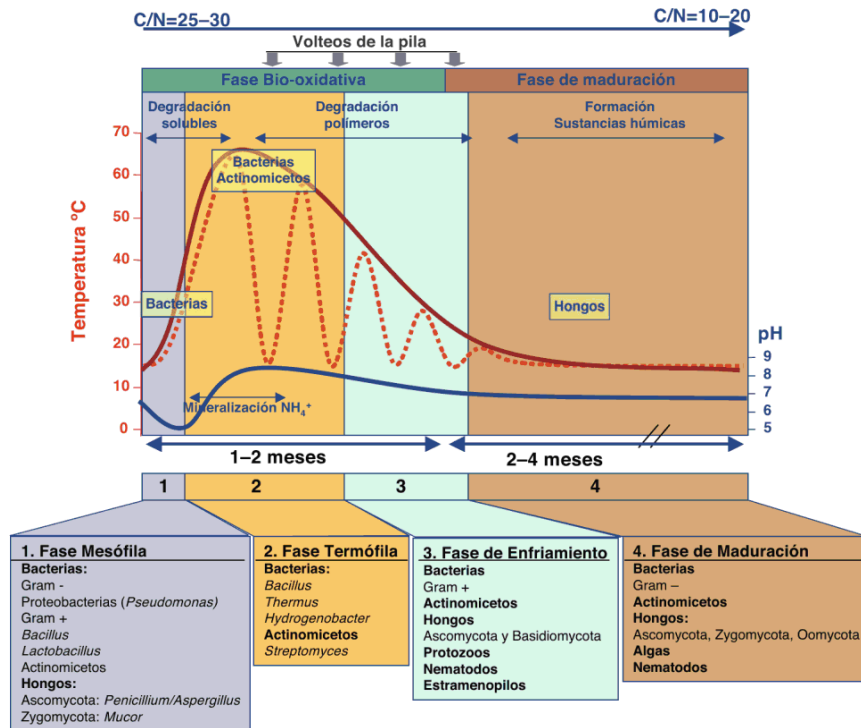


Figura 1.8. Sucesión microbiana y ambiental durante el proceso de compostaje (Fuente: Moreno, J. y Mormeneo, S. 2008).

Como hemos indicado anteriormente, la evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje marca las diferentes etapas que nos determinan el grado evolutivo del material compostado. Pero no sólo es importante este parámetro, para que se produzca una correcta evolución en el proceso de compostaje es imprescindible controlar tanto la temperatura, la humedad y la aireación. La temperatura varía durante el proceso de compostaje marcando las diferentes etapas que nos determinan el grado evolutivo del material compostado. Desde un punto de vista termodinámico, la biodegradación se desarrolla a través de un proceso global exoenergético, constituido por diferentes etapas (mesófila, termófila, de enfriamiento y de maduración). La inadecuada evolución de la temperatura impide una correcta higienización de la mezcla, produciendo un material de mala calidad.

La aireación es imprescindible, ya que asegura la presencia de oxígeno para el desarrollo del proceso de compostaje, pero dentro de unos parámetros, ya que si se produce una elevada aireación puede inducir la bajada de la temperatura de la pila provocando una disminución de la actividad microbiana. Se recomienda entre 0,62 - 1,23 m³ de aire/kg de volátiles formados.

El control de la humedad es otro factor importante en el proceso de compostaje, ya que es imprescindible para el metabolismo de los microorganismos y sirve como medio de transporte de

los nutrientes solubles y de los productos de reacción. Se ha demostrado que la actividad microbiana se reduce considerablemente cuando el contenido de humedad cae por debajo del 30%.

Es necesaria una alta humedad en la primera etapa de descomposición donde predominan las bacterias.

1.4.2. Sistemas de compostaje

En la actualidad hay diferentes sistemas de compostaje, muchos de ellos derivados de una primera clasificación básica (figura 1.8), que se basan principalmente en dos tipos: Sistemas abiertos y cerrados.

Como su propio nombre indica los sistemas abiertos, el material que se quiere compostar se coloca en montones o pilas, que suelen ser de forma trapezoidal. A su vez, pueden ser pila móvil o estática. En la primera se realizan volteos periódicos, pero tiene una serie de limitaciones; como el nivel de oxígeno no permanece constante en su interior, suelen ser de mayores dimensiones y el proceso de compostaje es más lento. En el caso de pila estática, como se puede observar en el esquema, tenemos 4 clases:

- Aireación por succión (empleado por el Método de Beltsville).
- Aireación forzada mediante un sistema mecánico de ventilación.
- Aireación forzada con control de temperatura.
- Aireación alternada (forzada y succión).

En los sistemas cerrados se realizan en un recipiente (reactores o digestores), donde se controlan mejor los diferentes parámetros en el proceso de compostaje y se emplea menor espacio. El mayor inconveniente es su alto coste.

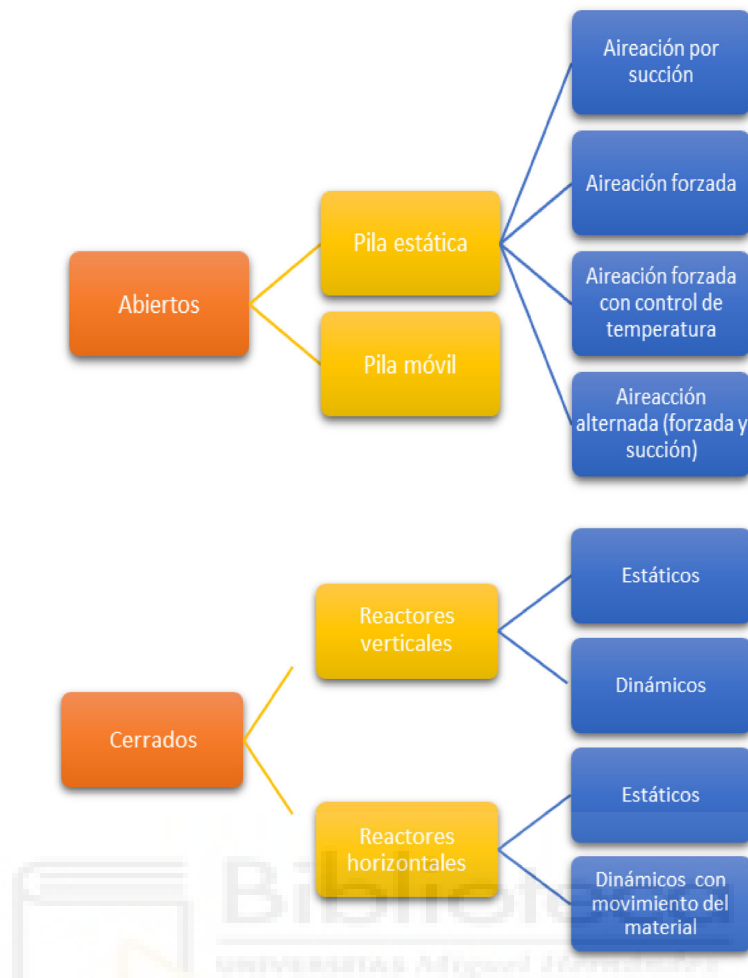


Figura 1.9. Esquema de sistemas de compostaje (Fuente: de Bertoldi et al. 1985)

1.4.3. Parámetros de calidad y evaluación de la madurez de un compost

Determinar cuándo un compost es maduro supone uno de los problemas más importantes del proceso de compostaje, así como su aplicación óptima al suelo. Cuando hablamos de un compost maduro de una manera práctica hacemos referencia a que está térmicamente estabilizado, lo cual no implica necesariamente una estabilización biológica. A su vez, desde el punto de vista de la calidad del producto final, se considera un compost altamente “humificado”, cuando su materia orgánica ha evolucionado durante un largo período de tiempo de maduración hacia formas más resistentes a la biodegradación (y que presenta numerosas similitudes a las propiedades de la materia orgánica humificada del suelo); en definitiva es un compost altamente maduro, que implícitamente está biológicamente estabilizado y además carece de sustancias orgánicas fitotóxicas (Iglesias Jiménez et al., 2008).

Cuando se asocian los términos de, estabilidad biológica y “humificación”, de forma conjunta, nos indica que desde un punto de vista estrictamente científico supone el concepto de madurez del

compost. (Senesi, 1989; Iglesias Jiménez y Pérez García, 1989). Este es el criterio (madurez = estabilización biológica + “humificación”), que debe entenderse como operativo o práctico para la utilización directa del compost (Iglesias Jiménez et al., 2008).

Existen numerosos métodos y criterios (físicos, químicos y biológicos) para determinar la madurez de un compost, muchos de ellos por sí solo no son operativos para su aplicación práctica, pues depende del tipo de material. Se puede decir que no existe un único método universal para su aplicación a cualquier tipo de compost y por tanto es imprescindible la aplicación combinada de determinados parámetros indicadores de la actividad microbiana durante el compostaje y de la "humificación" del material para evitar los serios riesgos que conlleva la aplicación a los suelos de cultivo de compost insuficientemente maduros (Iglesias Jiménez et al., 2008). En la siguiente tabla aparece los índices más empleados, así como su fuente.

Tabla 1.2. Índices, valores y fuentes para determinar madurez compost:

Parámetro	Valor límite	Fuente
C hidrosoluble (%)	< 0,5	García et al. (1991)
	< 1	Hue y Liu (1995)
	< 1,7	Bernal et al. (1998)
Cot/Nt	< 20	Poincelot (1974)
	< 15	Juste (1980)
C hidro/Norg	< 0,70	Hue y Liu (1995)
	< 0,55	Bernal et al. (1998)
NH₄⁺ (%)	< 0,04	Zucconi y de Bertoldi (1987)
N-NH₄⁺ /N-NO₃⁻	< 0,16	Bernal et al. (1998)
RH (%)	>7	Roletto et al. (1985)
IH (%)	> 3,5	Roletto et al. (1985)
	> 13	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992 b)
Pah (%)	> 62	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992 b)
Cah/Caf	>1	Roletto et al. (1985)
	>1,6	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992 b)
Ind. germinación (%)	>50	Zucconi et al. (1981)
CCC (meq/100 g MO)	>60	Harada e Inoko (1980)
	>67	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992 b)
CCC/Cot (meq/g Cot)	>1,9	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992 a)
	>3,5	García et al. (1991)

En el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes (BOE de 10 de julio de 2013), y con el Real Decreto 999/2017 (BOE de 6 de diciembre de 2017) por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, sobre productos fertilizantes, clasifica los compost como:

Grupo 6. Enmiendas orgánicas del anexo I. Donde se definen, entre otros, los distintos tipos de compost: 6.02. Compost; 6.03. Compost vegetal; 6.04. Compost de estiércol; 6.05. Vermicompost; 6.09. Compost de alperujo.

Y su definición en el RD: producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo la fase termófila), bajo condiciones controladas, de materiales orgánicos biodegradables del Anexo IV, recogidos separadamente. En el que hay que cumplir con una serie de especificaciones sobre:

- Contenido mínimo en nutrientes (% masa); niveles de metales pesados que no pueden sobrepasar; parámetros microbiológicos y otros parámetros (impurezas, semillas de malas hierbas, etc.). En concreto, para compost en general se pide:

RD 506/2013 y RD 999/2017. Contenido mínimo y máximo (porcentaje en masa)			
Otros requisitos			
- Materia orgánica total: 35%			
- Humedad máxima: 40%			
- C/N < 20			
- Las piedras y gravas eventualmente presentes de diámetro superior a 5 mm, no superarán el 2%. Las impurezas (metales, vidrios y plásticos) eventualmente presentes de diámetro superior a 2 mm, no superarán el 1,5%.			
- El 90% de las partículas pasarán por la malla de 25 mm.			
- Niveles máximos de microorganismos: Salmonella: Ausente en 25g de producto elaborado Escherichia coli: < 1000 número más probable (NMP) por gramo de producto elaborado.			
- Niveles máximos de metales pesados:			
Límite de concentración			
Sólidos: mg/kg de materia seca			
Líquidos: mg/kg			
Metal pesado	Clase A	Clase B	Clase C
Cadmio	0,7	2	3
Cobre	70	300	400
Níquel	25	90	100
Plomo	45	150	200
Zinc	200	500	1000
Mercurio	0,4	1,5	2.5
Cromo (total)	70	250	300
Cromo (VI)	No detectable según método oficial	No detectable según método oficial	No detectable según método oficial
Límite máximo de furfural	0,05% p/p		
Límite máximo de polifenoles	0,8% p/p		

1.5. El acolchado como vía de valorización de flujos residuales orgánicos

Siempre ha existido la problemática de qué hacer con los residuos vegetales generados en la agricultura, una de las respuestas lógicas era el planteamiento de que al ser un residuo debíamos de eliminarlo. Por otro lado, la Comisión Europea (2015), adoptó un ambicioso paquete de nuevas acciones con el objetivo de relanzar el cambio que debe realizar Europa hacia una economía circular, como motor principal hacia un crecimiento económico sostenible y competitivo a nivel mundial.

Donde prevalece la disminución de los residuos, no cambiando el concepto de residuo como tal, sino reduciendo su generación y en algunos casos concebidos como recursos de utilidad a conservar dentro de la economía, es decir utilizándolos (pasando de residuo a recurso).

En el concepto de Economía Circular, los materiales que pueden reciclarse se reinvierten en la economía como nuevas materias primas. Dentro de los residuos orgánicos agrícolas tenemos los forrajeros recolectables que se suelen reutilizar en alimentación para el ganado (deja de ser un residuo convirtiéndose en un recurso), los de la horticultura pueden ser agregados al suelo para facilitar su descomposición con tiempo suficiente antes del cultivo posterior, debido en general, a su elevado contenido hídrico y baja relación C/N (de 15 a 30) lo que conlleva una descomposición acelerada, y por tanto, su incorporación al suelo no produciría carencia de nitrógeno en el siguiente cultivo (Vargas et al, 2014). En agricultura intensiva (invernaderos) una vez recolectada las cosechas los restos de hojas, raíces, tallos o flores se tienen que eliminar del suelo antes de la siguiente cosecha. En estos casos los residuos vegetales se amontonan al aire libre para facilitar su desecación, disminuyendo así su volumen (Moreno y Moral, 2008), pudiendo tener diferentes destinos como quema, vertedero o en caso de recurso para la elaboración de compost.

Cuando se eliminan mediante quemas o trasladándolos a vertederos, generan costes económicos y ambientales significativos; siendo esta práctica de gestión de la tierra contraria al acuerdo de Estrategia de Economía Circular de la Unión Europea (COM, 2017).

Por otro lado, tenemos los restos vegetales originados al realizar diferentes labores como la poda (en vid, frutales de hueso y de pepita, cítricos, etc.), que se caracterizan por su bajo-medio contenido de humedad y su elevado contenido en lignina y celulosa, con una relación C/N de estos materiales comprendida entre 40 y 100. Mayoritariamente estos residuos procedentes de la poda se queman en una zona de acumulación tras ser retirados del suelo del campo. Alternativamente y siguiendo las directrices europeas relacionados con el uso de los residuos (economía circular en los cultivos), los restos de poda se pueden triturar y depositar en el suelo, donde al paso de un tiempo se produce su descomposición y humificación. Aunque no sólo tiene esta función, se puede aprovechar al dejarlo triturado sobre el suelo como acolchado orgánico de descomposición lenta.

Por otra parte, sabemos que la disminución de disponibilidad de agua en ciertas regiones es un problema mundial, donde el riego es necesario para la producción agrícola (Wei et al., 2016).

Entre las diferentes acciones que se realizan en zonas con limitación de agua para poder cultivar y que sea rentable, destaca evitar la pérdida de agua por evaporación intentando que el agua aportada en el suelo permanezca más tiempo.

La necesidad del ahorro y uso eficaz del agua en los últimos años, sobre todo en zonas donde hay escasez, ha originado investigaciones con diferentes tipos de acolchados o "mulch" para analizar su efecto en la disminución de la evaporación del agua, con un mayor ahorro en las pérdidas de agua y sobretodo que estuviera más tiempo disponible para la planta. Por lo tanto, son necesarias nuevas estrategias que, sin limitar la capacidad productiva y económica, favorezcan un uso sostenible de los recursos garantizando su persistencia.

1.5.1. Definición de acolchado, tipología y clasificación

Zribi (2013) define el término acolchado del suelo ("mulching") como cualquier cubierta protectora que se extiende sobre el suelo y que constituye una barrera más o menos efectiva a la transferencia de calor y de vapor de agua. También se puede considerar como la aplicación de material en la superficie del suelo, que permite a su vez el intercambio de fluidos con la atmósfera, que puede proteger al suelo de agentes erosivos como el choque de las gotas de lluvia o la escorrentía superficial, disminuye el crecimiento de malas hierbas y ayuda a regular la temperatura en el suelo, manteniendo su humedad durante más tiempo.

Generalmente y de manera tradicional los materiales de los acolchados empleados en agricultura pueden ser orgánicos o inorgánicos. Hay múltiples posibilidades de elección de los materiales, pero su uso depende fundamentalmente del coste, disponibilidad, estación del año y del tipo de suelo y cultivo.

Los materiales de origen orgánico pueden consistir en un manto de restos vegetales formados natural o artificialmente (Turney y Menge, 1994), en cambio los de origen inorgánico suelen ser de material sintético (Robinson, 1988).

Dentro del gran abanico de materiales de origen inorgánico empleados podemos destacar los materiales plásticos y geotextiles en agricultura; en jardinería se utiliza las piedras o gravas de uno y varios centímetros de diámetro y de diferente naturaleza, rocas volcánicas arena, etc. Una de sus propiedades es que son duraderos en el tiempo e incluso pueden añadir un valor ornamental. De los anteriores, los materiales plásticos son los más usados, (McCraw y Motes, 1991) predominando

los colores blanco y negro (Dickerson, 2002), aunque se están estudiando la aplicación en diferentes colores y sus efectos.

El desarrollo del polietileno como película plástica en 1938 y su posterior introducción como acolchado a principios de la década de 1950 revolucionó la producción de hortalizas (Lament, 1993). El material plástico más empleado en la actualidad como acolchado es el polietileno de baja densidad; según datos de APE Europe en el año 2015 se emplearon en España como film para el acolchado aproximadamente 14.000 tn.

La anchura usada en la lámina de plástico de los acolchados varía habitualmente entre 0,9 m y 1,5 m. En cuanto al espesor, inicialmente se utilizaban láminas más gruesas (de entre 30 y 50 micras), pero en la actualidad es común el uso de láminas de unas 15 micras (Gutiérrez et al., 2003). El acolchado plástico estándar es el de color negro (Tarara, 2000), siendo también fabricado en otros colores que confieren diferentes propiedades ópticas (Ngouajio y Ernest, 2005). El acolchado plástico crea una barrera prácticamente impermeable al flujo de vapor de agua en la superficie del suelo modificando el modelo de flujo de calor y de evaporación de agua (Tripathi y Katiyar, 1984).

También indicar que la mayor parte del plástico que se emplea como mulch en el mundo es de polietileno no biodegradable, el cual debe ser eliminado después del cultivo, ocasionando importantes costes ambientales (Saglam, M. 2017). Generalmente suele estar mezclado con restos de material vegetal y tierra, y no puede ser reciclado eficientemente, almacenándose, quemándose o depositados en vertederos (Hayes et. al, 2012).

Dentro de los materiales plásticos tenemos los geotextiles, que se definen como "textiles más o menos permeables usados en conjunción con el suelo, roca o cualquier otro material relacionado con la ingeniería geotécnica" (John, 1987).

Martin et al. (1991) indican que el uso del geotextil como acolchado del suelo es una tecnología en la que se buscan propiedades distintas a las del polietileno negro puesto que los geotextiles son permeables al agua y al CO₂.

Los materiales de origen orgánico suelen proceder de los cultivos que permanecen después de la cosecha, de restos de tejidos naturales, y de podas; son menos utilizados que los de origen inorgánico.

Se diferencian con los inorgánicos porque son materiales de descomposición relativamente rápida (paja, restos de poda o de césped), los cuales incrementan el nivel de materia orgánica del suelo, lo que favorece una mejor agregación del suelo y resistencia a la erosión.

Los acolchados orgánicos hay que renovarlos periódicamente porque cuando se descomponen acaban perdiendo sus efectos beneficiosos (Haynes, 1980).

En plantaciones de frutales se emplean diferentes residuos orgánicos, destacando las propias podas realizadas y posteriormente trituradas, restos de la industria maderera o aserraderos (serrín), corteza de pino y otros residuos vegetales. A la hora de su elección dependerá sobre todo de dos parámetros, su disponibilidad y costo.

Por último, indicar que el acolchado de suelo con residuos orgánicos se utiliza ampliamente en la producción integrada de frutales (Mika et al., 1998; Autio y Greene, 1991; Neilsen et al., 2003).

1.5.2. Efectos sobre la producción vegetal

El acolchado o mulch de plástico incrementa el rendimiento de los cultivos, especialmente en zonas áridas y semiáridas debido al aumento de la temperatura del suelo, disminución de la evaporación del agua de riego y por consiguiente un incremento de la humedad del suelo y de la disponibilidad de nutrientes para la planta (Wang et al., 2004; Bu et al., 2013; Chakraborty et al., 2008; Liu et al., 2015).

Gan et al. (2013), comprobaron que el acolchado de plástico aumenta la temperatura del suelo, debido al efecto invernadero, este efecto tiene un papel importante en la etapa temprana del crecimiento de los cultivos.

Wang et al. (2016) concluye en una investigación sobre la producción de maíz, que el mulch de plástico aumenta la temperatura y humedad del suelo mejorando la productividad del cultivo, y manteniendo el nivel de carbono orgánico del suelo (SOC) en regiones semiáridas limitadas por la temperatura y la precipitación, al equilibrar la mayor mineralización del SOC con una mayor entrada de carbono producida por la raíz.

Otra de las ventajas es la inducción a la precocidad en los cultivos, basado fundamentalmente en el aumento de la temperatura del suelo sobre todo en variedades tempranas, además de aumentar el rendimiento del cultivo (Ramakrishna, 2006).

Además, disminuye el crecimiento de malas hierbas debajo del acolchado, ya que evitan la penetración de la luz o excluyen ciertas longitudes de onda de luz necesarias para que crezcan o germinen (Ossom et al., 1986).

En numerosos cultivos tiene un efecto positivo en la producción, por ejemplo, en el cultivo de sandía, el acolchado de plástico aumenta su producción y adelanta la recolección (Mendoza, et al., 2005).

1.5.3. Efecto sobre las características del suelo agrícola

Se ha comprobado por muchos investigadores los numerosos beneficios que sobre el suelo ejerce un acolchado; a continuación, destacamos algunos de ellos.

Un ejemplo básico lo tenemos en la estructura del suelo, ya que, al amortiguar la energía cinética de las gotas de lluvia o riego por aspersión, disminuye la dispersión física del suelo y el sellado superficial, fijando la tasa de infiltración de agua en el suelo (Erenstein, 2002). También evita la erosión causada por la lluvia, las tormentas de granizo y la desecación del suelo por el viento (Smets, 2009; García-Chevesich, 2008; Giménez-Morera, et al., 2010; Keesstra et al., 2016).

Uno de los efectos más destacables del acolchado es el relacionado con la porosidad, aumentando hasta una profundidad de 50 cm, permitiendo una buena aireación del suelo y un mayor desarrollo del sistema radicular (Tesi, 2000), dando lugar a una mejor absorción del agua y nutrientes del subsuelo.

A su vez, ayudan a la proliferación y actividad de los microorganismos existentes en el suelo, al favorecer que la temperatura en él se mantenga estable (Infante, 2004). Hatfield et al. (2001), comprobaron que aumenta la actividad de los microorganismos produciendo un cambio en las propiedades de transmisión de agua en el suelo y un aumento de la retención de agua, lo que implica una mayor disponibilidad de agua para el cultivo y una menor evaporación.

Como sabemos la erosión del suelo es una causa principal de la degradación de la tierra en suelos agrícolas, siendo además una amenaza mundial que tiene que ser resuelta mediante estrategias basadas en la naturaleza para conseguir la sostenibilidad (Cerdá, A. et al. 2017). En los últimos años el impacto que originan los sistemas de labranza y el abuso de herbicidas han provocado altas tasas de erosión del suelo que no son sostenibles en los suelos agrícolas del mundo (Logsdon, 2013; Nie et al., 2016). Recordemos que para lograr una agricultura sostenible es importantísimo reducir la tasa de erosión del suelo (Cerdá, A. et al. 2017; Zhang et al., 2016).

Si el suelo agrícola tiene altas tasas de erosión debido a la falta de cobertura vegetal, provoca la reducción de la estabilidad de los agregados, la formación de costras superficiales y su compactación (Atucha et al., 2013; Gómez et al., 2014).

Dentro de los diferentes tipos de acolchados y de manera más específica, cada uno de ellos tienen diferentes ventajas e inconvenientes. Por ejemplo, el mulching aplicado en forma de paja de cereal retrasa en barrancos el inicio de la escorrentía superficial y la tasa media de escorrentía, así como reduce la pérdida de suelo en comparación con un suelo desnudo (Lin et al., 2018) y en suelos agrícolas son muy eficientes para disminuir la escorrentía superficial y la erosión en suelo agrícola en plantaciones de caqui (Cerdá et al., 2016) y de viñedos (Prosdocimi et al., 2016); aumentando el contenido de materia orgánica caracterizada por un alto índice de humificación (Ceccanti et al., 2007).

Jordán et al. (2010) investigaron en una región semi-árida del sur de España, que el acolchado del suelo con diferentes cantidades de paja de trigo (0, 1, 5, 10 y 15 t/ha) produjo en la parte superficial del suelo (0 a 10 cm de profundidad) un incremento significativo respecto al control del contenido de materia orgánica, de la porosidad y de la estabilidad estructural del suelo después de 3 años de tratamiento.

Otra propiedad es que reduce eficientemente la salinidad al conservar la humedad en la zona radicular (Rahman et al., 2006), especialmente en los primeros cm de suelo (Stewart 2005; Zhang et al., 2008), accediendo al uso de aguas más salinas sin que provoquen un efecto negativo en el desarrollo de las plantaciones además comprobaron que en suelos sin acolchado se acumulan sales principalmente en la superficie debido al efecto de evapo-concentración.

Dong et al. (2008) concluyen que el acolchado de algodón mantiene un mayor contenido de humedad, reduce la evaporación y salinización del suelo y favorece una buena emergencia y establecimiento del cultivo.

El acolchado aumenta de forma evidente la humedad del suelo en la capa superficial (0-5 cm) en comparación con el suelo desnudo. Una prueba de ello es que la tasa de infiltración de agua en el suelo cubierto con diferentes tipos de acolchados permeables aumenta hasta un 30% en comparación con el suelo desnudo (Zribi et al., 2013).

De igual manera, Dahiya et al. (2007) concluyen que los residuos vegetales que proceden de restos de cosecha como paja, cortezas, residuos de poda, etc., disminuyen la evaporación al reducir la

cantidad de energía radiante absorbida y reducen al mínimo el flujo de aire en la superficie del suelo. Según algunos estudios los residuos vegetales reducen la evaporación del suelo en un valor medio de 0,39 mm/día con respecto a suelos sin acolchado. Stewart (2005) observó que, añadiendo acolchado de paja en un cultivo de vid, se mantuvo un mayor contenido de humedad en el suelo con acolchado de paja que en el suelo desnudo. Sin embargo, Mellouli et al. (2000) concluyen que la eficacia de los acolchados orgánicos disminuye en el tiempo con su degradación, dependiendo la conservación de agua de las características del material usado.

También existen estudios sobre la idoneidad del tipo de acolchado, según el tipo de cultivo, suelo, temperatura, etc. Un ejemplo lo tenemos en que el acolchado plástico de polietileno es más estanco y retiene mejor el vapor de agua que el orgánico, ya que mantiene de manera más eficaz la humedad del suelo en la superficie, logrando menores pérdidas por evaporación del agua y quedando está a disposición del cultivo durante más tiempo, beneficiándose de un suministro más constante y regular.

Sin embargo, Hogue y Neilsen (1987) concluyeron que en algunos cultivos frutales como las plantaciones de manzano o en el cultivo de cacahuete, el acolchado orgánico de paja resulta más eficiente que el acolchado de lámina de plástico o el suelo desnudo.

Por lo tanto, todos los materiales de acolchado modifican las características del suelo, reduciendo significativamente la evaporación de agua y aumentando su conservación en el suelo en relación a suelos desnudos.

2. OBJETIVOS



2. Objetivos

2.1. Objetivo General

La caña común (*Arundo donax* L.) está catalogada por la Unión internacional para la conservación de la naturaleza como una de las especies invasoras más perjudiciales del mundo, invadiendo medios riparios de todo el mundo y especialmente en las riberas de los ríos y ramblas españolas. Los graves problemas medioambientales y en infraestructuras hidráulicas que ocasiona hace que sobre todo las Administraciones Públicas, movilicen ingentes cantidades de recursos para su eliminación. En la actualidad su erradicación se realiza mediante desbroce mecánico, aunque existen otros métodos tanto mecánicos como químicos. Sin embargo, no existe ningún método óptimo desde el punto de vista económico y ambiental, ya que todos presentan ventajas e inconvenientes.

En este contexto, la gestión de esta biomasa extraída periódicamente tampoco está optimizada debido a diferentes cuestiones logísticas, tecnológicas y ambientales, por lo que el depósito y almacenamiento en acopios más o menos controlados es usual. La gestión actual pasa por su quema controlada o su gestión en vertederos, soluciones ambas costosas desde el punto de vista ambiental y económico. Adicionalmente, estamos perdiendo nutrientes y materia orgánica susceptible de ingresar en esquemas de economía circular y secuestro de C edáfico.

*Como objetivo general de esta tesis doctoral nos **planteamos el estudio y validación de soluciones para el uso de la biomasa de AD en el sector agrícola, ya sea de forma directa o indirecta, mediante la transformación de un residuo en un recurso de aplicación en agronomía.** Para ello, nos plantearemos dos escenarios principales de circularización de la biomasa de AD a través de su uso como i) ingrediente en procesos de agrocompostaje para la generación de biofertilizantes tipo compost, ii) material de cobertura de suelos agrícolas.*

Este objetivo general permite de forma complementaria establecer sinergias y soluciones para otros flujos residuales de interés como los lodos de depuradora que se generan en las estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas (EDAR) y de las industrias agroalimentarias (EDARI), cuya gestión actual se centra en la aplicación directa al suelo y que debe de ser mejorada en función de próximas directivas europeas que obligan a un tratamiento de estabilización previo a su uso como enmienda.

2.2. Objetivos concretos de la tesis

Para conseguir el objetivo general, hemos establecido una serie de objetivos concretos que se comentan a continuación. De forma asociada a dichos objetivos concretos se han diseñado y realizado experimentos específicos que les den respuesta.

- **Objetivo concreto 1: Caracterización integral de biomasa procedente de *Arundo donax* L.**
- **Objetivo concreto 2: Uso de la biomasa *Arundo donax* L. como agente estructurante en procesos de co-compostaje de lodos EDAR y de EDARI: valoración del proceso y el producto**
- **Objetivo concreto 3: Validación agronómica de los compost derivados de *Arundo donax* L. en cultivos intensivos**
- **Objetivo concreto 4: Uso de *Arundo donax* L. como material de cobertura en suelos agrícolas: evaluación de eficiencia**

2.2.1. Objetivo concreto 1. Caracterización integral de biomasa procedente de *Arundo donax* L.

En este objetivo se han estudiado las diferentes partes morfológicas de *Arundo donax* L., tanto de la parte aérea como del rizoma, como fuente de biomasa susceptible de ser utilizada en aprovechamientos de todo tipo. Se han analizado una serie de parámetros de interés orientados a sus usos potenciales como ingrediente de co-compostaje y como cobertura del suelo. También se ha realizado un estudio para conocer la potencialidad vegetativa de AD en condiciones de suelos marginales y salinos.

2.2.2. Objetivo concreto 2. Uso de la biomasa *Arundo donax* L. como agente estructurante en procesos de co-compostaje de lodos EDAR y de EDARI: valoración del proceso y el producto

Este objetivo nos ha permitido estudiar el uso de *Arundo donax* L. como ingrediente en procesos de co-compostaje junto a lodos procedentes de EDAR y de EDARIs agroalimentarias. AD se ha utilizado como agente estructurante del proceso, desarrollando diferentes abordajes del proceso y analizando cada uno de los biofertilizantes (composts) desarrollados, con el fin de conocer sus características agronómicas, económicas y ambientales. La finalidad de este objetivo es el desarrollo de fertilizantes orgánicos equilibrados, mediante la optimización del proceso.

2.2.3. Objetivo concreto 3. Validación agronómica de los compost derivados de *Arundo donax* L. en cultivos intensivos

Este objetivo es complementario al objetivo concreto 2 y se ha establecido para estudiar la eficiencia fertilizante de los materiales compostados derivados de AD, en comparación con otros escenarios de fertilización (convencional, fertilización inorgánica, etc.). Para ello se ha desarrollado un experimento de campo a modo de ejemplo en condiciones comerciales de agricultura intensivista, para un cultivo hortícola de hoja (espinaca).

2.2.4. Objetivo concreto 4. Uso de *Arundo donax* L. como material de cobertura en suelos agrícolas: evaluación de eficiencia

En este objetivo se estudia el potencial uso de AD como material vegetal de cobertura del suelo (mulch) con el fin de reducir la evaporación de éste. Para ello se ha desarrollado un experimento complejo donde se ha estudiado la pérdida gravimétrica de agua en sistemas definidos por i) tipos granulométrico de suelo (3), ii) con enmienda orgánica o no, iii) con cobertura vegetal o sin cobertura. Como cobertura vegetal se han usado 5 tipos distintos de biomasa vegetal, incluyendo *Arundo donax* L., (parte aérea y el rizoma por separado).

3. EXPERIMENTOS



**3.1. Experimento 1: Caracterización avanzada de la biomasa de
Arundo donax L.**



3.1. Experimento 1: Caracterización avanzada de la biomasa de *Arundo donax* L.

En este experimento se han estudiado las diferentes partes morfológicas de *Arundo donax* L. (parte aérea y rizoma) como fuente de biomasa susceptible de ser utilizada en aprovechamientos de todo tipo. En este experimento analizamos específicamente la naturaleza de este flujo residual, segregando parte aérea y rizoma, mediante un muestreo descriptivo realizado en el entorno del Río Segura. Se analizan toda una serie de parámetros de interés orientados a los usos potenciales y se realiza un ensayo de producción sobre suelo para conocer la potencialidad vegetativa de AD en condiciones de suelos marginales y salinos. Este experimento está orientado a la consecución del **Objetivo 2.2.1. Caracterización integral de biomasa procedente de *Arundo donax* L.** Entre la biomasa estudiada tenemos *Arundo donax* (AD), empleándose la parte aérea y el rizoma.

3.1.1. Introducción

El sistema hidráulico en la Comarca de la Vega Baja del Segura (continuación de la huerta de Murcia) para aprovechamiento entre otros, del regadío es fruto desde la época de los romanos y posteriormente diseñada por los musulmanes que transportaba el agua mediante canalizaciones. Estas canalizaciones se convirtieron en una red de acequias y azarbes que existen en la actualidad y abastecen de agua a las parcelas de cultivo del regadío tradicional.

En los taludes y márgenes de estas canalizaciones y en el río Segura se plantó caña común (*Arundo donax* L.) siendo uno de sus objetivos que sus raíces fuesen el sostén de la tierra que formaban estas infraestructuras hidráulicas. Además, AD tenía otros usos, la empleaban para la construcción de viviendas (p.e. barracas como parte de forjados, techos, tabiquería, etc.), también se utilizaban en agricultura como tutores de cultivos, cortavientos; como encañizadas en la pesca (p.e. encañizadas de San Pedro del Pinatar), etc.

Es una planta que se empleaba y su control se hacía de una manera natural, con algunas diferencias podemos decir que era un cultivo con diversos usos. El cultivo de AD demostró muchas potencialidades por su capacidad de prosperar en ambientes perifluviales pero también en condiciones de estrés salino, suelos marginales etc. Sin embargo, el progreso de la sociedad ha llevado al desuso de AD, debido a la modernización de regadíos, nuevos materiales de construcción, etc., convirtiendo este cultivo es una planta sin uso. A todo ello hay que sumarle que AD es una planta con unas características morfológicas que le confieren una gran adaptación tanto a nivel edáfico como climático, con una característica importante que es su gran proliferación y propagación, convirtiéndose en una de las principales plantas invasoras del mundo.

Como hemos comentado, AD tiene una gran capacidad de adaptación en condiciones de estrés salinos, suelos marginales, para multiplicarse (principalmente por rizomas), una alta tasa de crecimiento, etc., formando grandes cañaverales. Esta proliferación de AD en los cauces de los ríos, canales, acequias, etc., provoca una invasión del espacio físico del cauce, disminuyendo el caudal transportado, e incluso impidiendo el curso del agua, con los graves daños que ocasiona cuando hay crecidas en el flujo de los cauces de los ríos y canalizaciones, provocando desbordamiento e inundaciones. Además, genera graves problemas en los ecosistemas, creando importantes antagonismos con plantas autóctonas, y modificando la fauna del entorno.



Figura 3.1.1. Acumulación de cañas (bardomera) en el cauce del río Segura en las Norias en Orihuela.

En el contexto actual y con un enfoque medioambiental claro asociado a las directrices internacionales que clasifican AD como planta invasora que ocasiona grandes perjuicios, se están realizando una lucha continua que incluye su control y eliminación por parte de los diferentes organismos principalmente públicos, empleando tanto medios mecánicos como químicos. Por otro lado, desde hace unas décadas se están realizando diferentes líneas de investigación centrados en los posibles usos y empleo de AD, estudiando su morfología, propiedades químicas, físicas, etc., y sus aplicaciones con el objetivo principal de darle una utilidad a este residuo procedente del control y erradicación; analizando procedimientos, aplicaciones y resultados en materiales compuestos (por ejemplo aplicaciones de fibra de caña como refuerzos de mortero de cemento o de hormigón), mezclas que logran otras propiedades mecánicas (mayor resistencia a la tracción, compresión, etc.), para uso en el sector de la industria de la madera como sustituto de la madera en la fabricación de

tableros, como producción de energía (mediante combustión, pirólisis), como agente estructurante en la elaboración de compost, como sustrato, etc. También indicar su uso como parte de instrumentos de viento de música p.e. las boquillas en los clarinetes, oboe, fagot, etc. (Artley, 1940; Lichtenwanger, 1940; Perdue, 1958; Rendall, 1954; Young, 1939).

Por todo ello, en este experimento queremos seguir una de las líneas expuestas en los protocolos internacionales (Protocolo de Kyoto y otros) así como en la Estrategia Europea hacia una Economía Circular (COM, 2015) que favorecen la transición hacia una economía sostenible y más inocua para el medio ambiente, orientando esta tesis doctoral a la disminución en la generación de un residuo procedente de la eliminación y control de la caña con el objetivo de convertirlo en un recurso, utilizable en diferentes usos.

Con carácter previo debemos conocer en profundidad esta biomasa. Muchos autores han estudiado las características químicas y anatómicas de AD para contextualizar esta especie; en la tabla 3.1.1 se muestra un estudio de gabinete con una recopilación simplificada de ciertos aspectos claves.

Tabla 3.1.1. Características químicas y anatómicas de los tallos de *Arundo donax* L.

Componente	Shatalov et al. (2001)		Ververis et al. (2004)		Pascoal Neto et al. (1997)		Caparrós et al. (2006)
	Nudo	Entrenudo	Nudo	Entrenudo	Nudo	Entrenudo	
Cenizas (%)	4,77	6,14	5,33	4,53	3,03	3,80	3,00
-Silicatos (SiO ₂)	1,31	1,16					
Extractos (%)	13,04	11,16			18,07	18,30	
-Diclorometano	0,46	0,37					
-Etanol	5,88	4,18					9,10
-Agua caliente	6,70	6,61					
Lignina (%)	20,92	21,31			17,70	19,40	23,00
-Klason	19,03	19,60	18,30	18,33			
-Ácidos solubles	1,89	1,71					
Holocelulosa	61,21	61,41			57,70	62,17	64,50
-α-celulosa	29,18	32,93	32,43	36,27	30,80	34,63	34,80
-Hemicelulosa	32,03	28,48					
Parénquima (%)	55,80	59,80					
Fibra (%)	37,90	33,90					
Tejido vascular (%)	6,40	6,20					
Longitud de fibra (mm)	1,20	1,16	1,18	1,22			
Ancho de fibra (μm)	16,90	14,60					
Espesor de fibra (μm)	5,30	4,60	5,60	4,40			
Diámetro de fibra (μm)			18,80	17,30			
Diámetro de lumen(μm)			8,60	8,50			

Principalmente las características físicas de las fibras naturales están relacionadas por su composición química y física, como la estructura de la fibra, contenidos en celulosa, grado de polimerización, etc.

Como podemos observar, el material es mayoritariamente orgánico, con niveles promedio de cenizas menor del 5% del material seco. Es un material fibroso asociado a su función estructural y de sostén. Destaca que el contenido de lignina (que suele ocupar los espacios existentes entre las cadenas de celulosa y es el responsable en las fibras de su estructura morfológica y propiedades) no supera el 25% del peso seco, mientras que las holocelulosas son mayoritarias (60-65%) con una distribución casi equivalentes de α -celulosa y hemicelulosa (caracteriza su biodegradación, absorción de humedad).

Existen numerosas investigaciones sobre las características anatómicas de AD, y cómo influyen en la interpretación musical en los instrumentos de aire en las que se usan. Kolesik et al. (1998) realizan una sección transversal del tallo de la caña (analizada mediante microscopía confocal y análisis de imagen), observaron tres anillos concéntricos de epidermis cerosa dura en el exterior, una gruesa banda de fibra esclerificada y un grueso interior formando una corteza. La pared de fibra incluye pequeños haces vasculares distribuido uniformemente a lo largo de su borde exterior. La corteza interna comprende la mayor parte del tejido del tallo y está formado por una mezcla de haces vasculares y células del parénquima

Con la maduración las paredes de las células del parénquima y de las células de fibra adquieren mayor grosor, los paquetes vasculares se dispersan a través del tallo. La envoltura del paquete vascular tiene las fibras a lo largo de la dirección longitudinal pudiéndose comparar la estructura de la caña común a un modelo de la fibra-espuma (Obataya et al., 1995).

La estructura y composición de la caña común es muy similar a la madera, por lo que puede ser una buena sustituta.

En este estudio, se pretende construir una descripción avanzada de este flujo de biomasa residual, mediante el muestreo representativo de la parte aérea y rizoma de AD, analizando parámetros de interés orientados a los usos potenciales y se realiza un ensayo de producción sobre suelo para conocer la potencialidad vegetativa de AD en condiciones de suelos marginales y salinos.

3.1.2. Material y métodos

Diseño experimental

Este experimento se ha realizado en dos fases diferenciadas:

Fase 1: Estudio sistemático de la biomasa de AD diferenciada en su parte aérea y su rizoma, donde queremos conocer la naturaleza de estas fracciones y analizar propiedades claves de cara a su valoración agronómica, especialmente como ingrediente de medios de cultivo, ingrediente para co-compostaje y uso como cobertura del suelo o mulch.

Fase 2: Ensayo vegetativo de AD, donde queríamos estudiar la producción de AD en el ámbito del sureste español, incluyendo su potencialidad como fijador de C atmosférico, así como la potencial acumulación de sales solubles asociadas a un manejo adaptado a condiciones de riego salino.

Fase 1: Estudio sistemático de AD

En esta fase se ha muestreado AD presente en el cauce del Río Segura según un diseño muestral que ha incluido el acopio de dicha biomasa durante 12 meses de biomasa de AD en una playa de secado de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO), Universidad Miguel Hernández, en el sureste español (latitud 38° 4' 12.67" N y longitud 0° 58' 58,71" W; y altitud 25m s.n.m.). En este diseño se muestreó material procedente de 3 puntos de extracción (en el cauce del río Segura, coordenadas punto1 X: 676.523,14; Y: 4.215.443,15; punto 2 X: 676.904,35; Y: 4.215.580,83; punto 3 X: 677.363,39; Y: 4.215.905,88), coordinados por el organismo responsable de la gestión del Río Segura (Confederación Hidrográfica del Segura).

Se realizaron 3 muestreos separados 4 meses entre sí, extrayendo una biomasa promedio por muestreo y punto en torno a media tonelada. La masa resultante de cada muestreo se pesó de forma separada por ubicación, estableciendo el peso de la parte aérea y la parte rizomática una vez eliminada la matriz.

Los materiales fueron lavados para su procesamiento mediante trituración para lo que se usó un biotriturador marca Garland CHIPPER mod.790 QG. El material así procesado fue secado en estufa industrial a 60°C y se establecieron dos fracciones granulométricas (gruesa G y fina F) por fracción (Parte aérea PA y rizoma R).



Mapa de ubicación (Desamparados/Orihuela)



Tallos de *Arundo donax* L.

Rizomas de *Arundo donax* L.

Figura 3.1.2. Detalles de muestreo y procesado de biomasa de AD.

En estos materiales se realizaron dos baterías de determinaciones:

- Análisis orientado al uso como ingrediente de sustrato/cobertura vegetal: Se han determinado una serie de propiedades físicas e hidrofísicas de interés en cultivo en contenedor: Da: Densidad aparente; Pt: Porosidad total; Cair: Capacidad de aireación; Afd: Agua fácilmente disponible; Caa: Capacidad de amortiguación de agua; Ctra: Capacidad total de retención de agua; C: Contracción.
- Análisis orientado a su uso como ingrediente de co-compostaje: En esta sección se han determinado sobre todo propiedades físico-químicas y químicas relativas a naturaleza y composición elemental: reacción: pH; CE: Conductividad eléctrica; Carbono orgánico total: COT; Nitrógeno total: NT; Relación COT/N; Fósforo total: P; Potasio total: K, Calcio total: Ca; Magnesio total: Mg; Sodio total: Na; Boro total: B; Hierro total: Fe; Cobre total: Cu; Manganeso: Mn; Zinc total: Zn.

Fase 2: Ensayo vegetativo de AD

En esta fase hemos estudiado el cultivo de AD en un sistema en contenedor sobre suelo representativo de la zona del Sureste Español, durante tres cosechas/estaciones para conocer la producción de AD, a nivel de rendimiento de biomasa fresca y seca, el contenido en C y N en esta biomasa para poder evaluar su capacidad fijadora de C atmosférico, y la demanda del elemento fertilizante primario principal. También se analizó la acumulación de sales solubles asociadas a un manejo adaptado a condiciones de riego salino.

El sistema empleado consiste en depósitos de poliéster de fibra de vidrio (125x58x80 cm, Figura 3.1.3.), donde cada depósito vacío se rellenó en dos capas, una primera capa inferior con 10 cm de grava (20 mm) como capa de drenaje, y una segunda y última capa con 60 cm de altura de suelo perteneciente a las parcelas agrícolas de la EPSO. Las principales características del suelo empleado se muestran en la tabla 3.1.2.

Tabla 3.1.2. Características físicas, físico-químicas y químicas del suelo.

Parámetro	Suelo
pH	8,44
CE (dS m ⁻¹)	0,32
Arena (%)	37,0
Limo (%)	40,8
Arcilla (%)	22,2
Textura	Franco-Arcillosa
C.R.H. ¹ (%)	43,6
Fracción gruesa (Ø > 2mm) (%)	9,54
Carbonato total equivalente (%)	35,9
Caliza activa (%)	12,2
Carbono orgánico oxidable (g kg ⁻¹)	7,21
Materia orgánica oxidable (%)	1,24
N-Kjeldahl (g kg ⁻¹)	1,28
Na (g kg ⁻¹)	0,87
P (mg kg ⁻¹)	43,3
K (g kg ⁻¹)	1,13
Ca (g kg ⁻¹)	4,48
Mg (g kg ⁻¹)	0,52

¹ Capacidad de retención hídrica.

El suelo utilizado en el experimento procedía de la finca experimental situada en la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (Universidad Miguel Hernández), perteneciente al término municipal de Orihuela (Alicante, España). Dicha finca está situada a 200 m del río Segura, formando parte de la terraza aluvial, y en el momento del muestreo se encontraba sin cultivar desde hacía dos años. El suelo se caracteriza principalmente por ser un suelo típico de vega, característico de esta región del sureste español, clasificado como Xerofluvent (Soil Survey Staff, 2017), con textura franco-arcillosa, bajos niveles basales de materia orgánica, un pH levemente alcalino, clasificado como no salino según Cros (1983), pues los valores de conductividad eléctrica eran inferiores a 0,35 dS/m, así como con un alto porcentaje de carbonato total equivalente y caliza activa (Yaniz, 1989). En relación con el contenido en nutrientes, presentó unos niveles bajos de nitrógeno, normales de fósforo y medios de potasio (Cobertera, 1993).

En cada depósito colocamos un tensiómetro entre 20-50 cm de profundidad, variando según el año de cultivo (año 1 de la plantación, 20 cm) que nos indicaba la disponibilidad del agua en el suelo para la planta. Durante los dos últimos años de la experiencia se aplicó la misma dosis de agua y no se realizó ningún aporte de abono durante todo el período.

En el diseño experimental se utilizó agua de riego procedente del río Segura con una salinidad media de $1,7 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, como calidad de agua salina. A lo largo de la experiencia se realizaron diversos muestreos del agua de riego salinizada, que se analizaron utilizando los métodos descritos en APHA (1998) y cuyos resultados promedio se muestran en la tabla 3.1.3. Según las directrices de Calidad de Aguas de Riego de Ayers y Wescot (1994), **esta agua de riego** presentaba un riesgo de salinización moderado, no mostrando riesgo en cuanto a problemas de permeabilidad.

En cuanto al pH del agua oscilaba siempre dentro del rango normal, mientras que el riesgo de toxicidad por sodio y cloruro en cultivos sensibles era moderado en riego superficial y elevado en riego por aspersión. El contenido de boro era bajo por lo que no induciría problemas de toxicidad en cultivos sensibles, así como el de nitrógeno total (NTK), no afectando a cultivos susceptibles. Esta agua también presentó niveles de contaminación orgánica bajos, indicado por los valores de potencial redox, DBO5 y DQO.

Tabla 3.1.3. Caracterización físico-química y química del agua del riego

Parámetros	
pH	8,2
CE (dS m ⁻¹)	1,7
Potencial redox (mV)	170
Dureza (°F)	57
Sales disueltas totales (mg L ⁻¹)	1201
Boro (mg L ⁻¹)	0,28
Nitrógeno total (NTK) (mg L ⁻¹)	1,4
DBO5 (mg O ₂ L ⁻¹)	3,5
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	23
SAR ¹	3,1
SAR ²	3,5
Aniones	
Carbonato (mg L ⁻¹)	9,1
Bicarbonato (mg L ⁻¹)	180
Cloruro (mg L ⁻¹)	248
Nitrato (mg L ⁻¹)	30
Sulfato (mg L ⁻¹)	395
Cationes	
Calcio (mg L ⁻¹)	120
Magnesio (mg L ⁻¹)	66
Sodio (mg L ⁻¹)	170
Potasio (mg L ⁻¹)	11,5

¹ Relación de adsorción de sodio. ² Relación de adsorción de sodio corregido.

La plantación se realizó una semana después de establecer el sistema, colocando 6 plantas por depósito. Como hemos mencionado anteriormente la experiencia duró tres años.



Figura 3.1.3. Sistema de contenedores de poliéster de fibra de vidrio.

La cantidad de agua añadida en el riego fueron 1000 mm para el 1º año y 1650 mm para el 2º y 3º año, manteniendo la presión de tensiómetro en el rango 40-60 cb para mantener constante la humedad en el suelo y no estresar al cultivo. Estas condiciones coinciden con lo observado por

Triana et al. (2015) a nivel de consumo hídrico, $1100 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$, y con Tzanakakis et al. (2009) a nivel de ET entre 1000 y $1500 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$.

En invierno (1ª semana de febrero) de cada año, se realizó la siega de la caña mediante corte a 5 cm por encima del suelo. Se determinaron parámetros en el material vegetal tanto de parte aérea cada año como de rizoma al finalizar la experiencia (rendimiento sobre materia seca y materia fresca, análisis de contenido de C, N, cloruro y sodio) como aspectos claves para evaluar la capacidad vegetativa en condiciones salinas.

Métodos analíticos en biomasa de AD

En los tallos y rizomas gigantes de caña con diferentes tamaños de partículas, las propiedades físicas seleccionadas [densidad aparente (BD), espacio total de poros (TPS), capacidad de aire, agua fácilmente disponible (EAW), capacidad de amortiguación de agua (WBC), capacidad total de retención de agua (TWHC) y contracción] se midieron de acuerdo con los métodos de De Boodt (1975). La medida de pH y conductividad eléctrica se determinaron de acuerdo a Bustamante et al. (2008), la materia orgánica total según el método de Navarro et al. (1993). Para el carbono orgánico total y el nitrógeno total se usó un analizador elemental EuroVector EuroEA 3000 (Navarro et al., 1991). La materia seca se determinó por secado a 105°C durante 12 h. Después de una digestión ácida con una mezcla de ácido nítrico (HNO_3) y ácido perclórico (HClO_4) de acuerdo a Abrisqueta y Romero (1969) se determinaron los contenidos totales de sodio (Na), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), hierro (Fe), cobre (Cu), manganeso (Mn), zinc (Zn), molibdeno (Mo) y boro (B) mediante espectrometría ICP Masas. Los análisis fueron hechos por triplicado de la muestra integrada.

Análisis estadístico

Se realizaron comparaciones en función de la granulometría de cada una de las partes analizadas (parte aérea y rizoma). Para ello, se realizaron análisis de varianza en $P < 0.05$ para todas las variables en el experimento. Las diferencias entre los tratamientos (fracciones granulométricas) se analizaron utilizando el contraste tukey B ($P < 0.05$). El análisis de datos se llevó a cabo utilizando el paquete de software estadístico SPSS v. 21.0.

3.1.3. Resultados y discusión

3.1.3.1. Análisis de propiedades orientadas a su uso como ingrediente de sustratos/cobertura vegetal.

En este apartado analizamos las capacidades de AD como ingrediente de un sustrato. Debemos considerar que el cultivo en contenedor necesita de materiales mono o multi-ingrediente que respondan a unas características adecuadas respecto a las propiedades físicas e hidrofísicas, especialmente referentes al movimiento de fluidos, agua y aire en el medio constituido. La verificación o no de estas características de las fracciones estudiadas de AD nos indicarán lo próximo que están éstas a un medio denominado sustrato ideal definido por diferentes investigadores (tabla 3.1.4.).

Tabla 3.1.4. Propiedades físicas e hidrofísicas de las fracciones PA (parte aérea) y R (rizoma) de *Arundo donax* (AD) en función de su granulometría (G: gruesa y F: fina).

Parámetro		PA-G	PA-F	F-anova y sign.	Sustrato ideal (SI) ^a
Da	gcm ³	0,265a	0,288b	125***	<0,4
Pt	%vol	97,7a	98,9b	39***	>85
Cair	%vol	89,8b	86,9a	27***	20-30
Afd	%vol	10,4	20,8b	234***	20-30
Caa	% vol	2,8a	4,1b	361***	4-10
Ctra	ml L ⁻¹	80a	118b	17**	600-1000
C	% vol	13,6a	23,3b	567***	<30
		R-G	R-F	F-anova y sign.	
Da	gcm ³	0,241a	0,239a	0,37ns	<0,4
Pt	%vol	97,6a	98,2b	6,8*	>85
Cair	%vol	81,1b	76,5a	18**	20-30
Afd	%vol	7,2a	10,7b	47***	20-30
Caa	% vol	2,05a	4,25b	247***	4-10
Ctra	ml L ⁻¹	166a	217b	89***	600-1000
C	% vol	8,5a	26,9b	897***	<30

PA: Parte aérea; R: Rizoma; G: Gruesa (entre 2 y 4 mm); F: Fina (entre 2 y 0,25 mm). Da: Densidad aparente; Pt: Porosidad total; Cair: Capacidad de aireación; Afd: Agua fácilmente disponible; Caa: Capacidad de amortiguación de agua; Ctra: Capacidad total de retención de agua; C: Contracción. ^a según Abad et al. (1992) y Abad (1991).

Todas las fracciones analizadas tanto para parte aérea como rizoma mostraron valores de **densidad aparente** (Da) dentro del intervalo de valores de este parámetro para un sustrato ideal propuestos por Abad et al. (2001). La parte aérea presenta mayores valores respecto al rizoma. Estos valores son homologables a los reportados por Andreu et al. (2013). Además, las fracciones finas presentan una mayor densidad aparente de forma estadísticamente significativa para la parte aérea pero no para el rizoma.

Considerando que para el sustrato ideal usado como referencia para estas propiedades físicas e hidrofísicas, la **porosidad total** (Pt) debe ser superior al 85% vol, todas las partes y fracciones obtenidas de AD cumplen dicha condición. Urrestarazu et al. (2005) observaron valores similares en residuos procedentes de la almendra. Sin embargo, para poder evaluar de forma integral la aireación del medio debemos considerar la **capacidad de aireación** (Cair) evaluada a través del parámetro Cair (Tabla 3.1.4). En este sentido, la capacidad de aireación es muy elevada, muy por encima de las necesidades. Los valores de esta propiedad en PA y R fueron estadísticamente menor en la fracción granulométrica fina. El aumento de la capacidad de aire en medios de textura fina, también ha sido reportado por otros autores en un experimento de sustitución de lana de roca por residuos agrícolas (Urrestarazu et al., 2005).

La mayoría de las muestras ensayadas ha tenido valores no ideales de las propiedades relacionadas con el agua, tales como **Agua fácilmente disponible, Capacidad de amortiguación de agua y Capacidad total de retención de agua** (Abad et al. 1992; Abad, 2001). En todos los casos, la fracción granulométrica fina se aproxima más o incluso verifica en algunos casos el rango inferior del sustrato ideal. La naturaleza fibrosa y la orientación de las fibras de AD parece impedir la formación de áreas de interacción electrostática que sean capaces de interactuar con el dipolo de la molécula de agua. Esto es especialmente cierto para la capacidad total de retención de agua en biomasa de AD que es hasta 6 veces inferior al rango ideal, siendo el efecto mayor en la parte aérea que en el rizoma. Este efecto diferencial también se puede asociar a la mayor riqueza de compuestos hidrófobos en esta parte (Andreu et al. 2017). Estos resultados influirán negativamente en la capacidad de retención de nutrientes de estos medios durante el programa de fertirrigación, debiéndose aplicar agua con mayor frecuencia y en pequeñas cantidades (Medina et al. 2009).

Los materiales de AD presentan una **contracción** menor del 30% vol., con lo que verifica la condición del sustrato ideal. Sin embargo, la reducción granulométrica (partículas menores de 2 mm) aumenta significativamente la contracción, por lo que debemos tener en cuenta esta incidencia en el potencial uso de esta biomasa y adaptar el sustrato mixto. Andreu et al. (2013) observó aumento de contracción ligado al descenso del tamaño de partícula para tallo de AD aunque observó lo contrario para el rizoma.

3.1.3.2. Análisis de propiedades orientadas a su uso como ingrediente de co-compostaje.

En este apartado se sumarian los resultados de las propiedades físico-químicas y químicas analizadas de la biomasa de AD. Se incluyen propiedades relativas a su contenido en nutrientes esenciales para la nutrición mineral de las plantas (N, P, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn, B) así como otros parámetros de interés para analizar la capacidad de esta biomasa de ser un ingrediente en procesos de co-compostaje (relación C/N, pH y conductividad eléctrica).

Tabla 3.1.5. Propiedades físico-químicas y químicas de las fracciones PA (parte aérea) y R (rizoma) de *Arundo donax* (AD) en función de su granulometría (G: gruesa) y F (fina).

Parámetro		PA-G	PA-F	F-anova y sign.
pH	--	6,76a	6,95b	25***
Cond. eléctrica	dS/m	3,21a	3,52b	38***
MOT	%	92,5a	92,7a	1,1ns
cenizas	%	7,5a	7,3a	1,1ns
COT	%	46,7a	46,2a	1,5ns
NT	%	0,61b	0,45a	12***
C/N	--	79a	104b	26***
P	g kg ⁻¹	1,40a	1,44a	0,8ns
K	g kg ⁻¹	7,2b	6,8a	22***
Ca	g kg ⁻¹	0,84a	1,03b	13**
Mg	g kg ⁻¹	0,50a	0,49a	1,1ns
Na	g kg ⁻¹	0,072b	0,055a	34***
B	mg kg ⁻¹	96a	111b	3,1*
Fe	mg kg ⁻¹	23a	34b	24***
Cu	mg kg ⁻¹	1,4a	1,4a	0,1ns
Mn	mg kg ⁻¹	2,9a	3,6b	56***
Zn	mg kg ⁻¹	7,5a	9,5b	45***
		R-G	R-F	F-anova y sign.
pH	--	6,53a	6,68b	33***
Cond. eléctrica	dS/m	3,15a	3,58b	45***
MOT	%	92,3a	92,6a	1,2ns
cenizas	%	7,7a	7,4a	1,3ns
COT	%	47,1a	47,6a	1,2ns
NT	%	1,92b	1,74a	4,9**
C/N	--	25,0a	27,5b	58***
P	g kg ⁻¹	1,9a	2,0a	0,4ns
K	g kg ⁻¹	18,7b	16,2a	14***
Ca	g kg ⁻¹	2,3a	4,2b	129***
Mg	g kg ⁻¹	1,85a	1,85a	0,2ns
Na	g kg ⁻¹	0,52b	0,47a	4,5*
B	mg kg ⁻¹	102a	109a	1,1ns
Fe	mg kg ⁻¹	163a	351b	419***
Cu	mg kg ⁻¹	3,5a	4,3b	82***
Mn	mg kg ⁻¹	6,8a	7,6b	31***
Zn	mg kg ⁻¹	27,8a	27,8a	0,1ns

El **pH** de los sustratos derivados de la biomasa de AD se sitúa en torno a la neutralidad en torno a pH 7. Kouki et al (2016) reporta valores de 7,04. No se aprecian diferencias significativas entre el pH de la parte aérea y el pH rizomático. Se observa una mayor alcalinización en las fracciones finas, potencialmente debido a la acumulación de bases de cambio. Residuos de poda de cítricos y otros frutales presentan una reacción más ácida (5-5,8) (Vargas et. al 2014).

La **salinidad** de este material se podría estimar como media situándose en un rango entre 3-3,5 dS/m. La salinidad presente en la parte aérea aumenta significativamente en las fracciones más finas potencialmente asociado a la presencia de más iones en suspensión. Vico et al. (2018) reporta una CE en hoja de palmera datilera superior a la de AD, aunque otros autores indican valores de CE en podas de naranjo y granado no superiores a 2 dS/m (Vargas et. al 2014).

La **materia orgánica total** es muy elevada superior en todos los casos al 92 %. No hay diferencias significativas en este parámetro en función del tamaño granulométrico analizado. El contenido en sustancias inorgánicas o cenizas es bajo, hecho que revela la potencialmente baja capacidad fertilizante per se, deduciéndola de la baja presencia de sólidos no volátiles. Sin embargo, Kouki et al (2016) obtiene una mezcla de AD y *Thyfa latifolia* junto a lodos de depuradora con valores de MOT en torno a 68,6%. El contenido de **nitrógeno total** se sitúa en un rango de 0,5% para la parte aérea y 1,7-1,9% para la parte rizomática. En otros estudios (Sultana et al. 2015; Kouki et al. 2016) reportan contenidos de nitrógeno total de 1,1 y 1,27% respectivamente. Parece claro que el contenido en rizoma está asociado a procesos de acumulación diferencial de N, que se dan de forma superior en las fracciones granulométricas gruesas. El contenido en **carbono orgánico total** se sitúa en ambas partes de AD en torno al 46-47% del peso sobre materia seca. La relación **carbono/nitrógeno** es muy elevada en la parte aérea, entre 80-104, la biomasa aérea tiene un claro carácter carbonoso y en función de su tipología podría utilizarse como un agente estructurante de otros materiales con una C/N muy inferior (por ejemplo, los lodos de depuradora urbana EDAR o de estaciones depuradoras agroalimentarias EDARI). Sin embargo, la parte rizomática tiene una relación C/N que se sitúa en el rango óptimo para el compostaje mono-ingrediente pues el valor es 25-27. Parece muy claro que la elevada presencia de nitrógeno en el rizoma permitiría el auto-compostaje de esta parte de forma aislada. PA y R presentan valores más altos y más bajos, respectivamente, que los de la turba, medio más usual en cultivo en contenedor (Abad et al., 2001).

El contenido en **fósforo** es bajo, por debajo del 0,2%, en consonancia con otros estudios (Andreu et al. 2017; Kouki et al. 2016). Por tanto, el desarrollo de co-compostajes con este material como elemento mayoritario podría generar compost finales potencialmente ricos en algunos nutrientes, pero no en fósforo. No hay unas diferencias significativas del contenido de fósforo en función de la textura gruesa o fina del material, observándose mayores niveles en la parte rizomática frente a la parte aérea.

El **potasio** es un elemento esencial para la vida vegetal. En esta biomasa la presencia de potasio es significativa (por encima de otros macroelementos como el fósforo y con niveles similares a los de nitrógeno) en consonancia con Kouki et al. (2016). Podríamos decir por tanto que el desarrollo de un compostaje utilizando mayoritariamente AD nos podría generar un material equilibrado a nivel de nitrógeno y potasio si no hay procesos de lavado durante el desarrollo del compostaje. Es muy significativo la acumulación de potasio en la parte rizomática, hasta dos veces superior frente a la parte aérea. Este tipo de vegetal está especializado en una nutrición mineral en zona de lacustres y presenta unas capacidades de extracción e interacción con la fase acuosa del suelo muy importantes que le permiten bioacumular una elevada concentración de sales solubles y en este caso de potasio. De la misma manera que para el sodio se observa mayor contenido de potasio en la granulometría denominada gruesa frente a la fina.

El **sodio** es un elemento no esencial para la nutrición mineral de las plantas, pero suele reemplazar en algunos procesos al potasio generando problemas a nivel de fisiología vegetal. En nuestro caso el sodio es significativamente inferior al potasio observándose un mayor contenido en granulometría gruesa frente a la fina.

Los contenidos de **calcio y magnesio** son superiores en la parte de rizoma frente a la parte aérea. Estos dos macroelementos desempeñan funciones esenciales en las células estructurales vegetales. No se observa efecto de la granulometría sobre el magnesio, pero sí sobre el calcio donde la parte más fina acumula niveles de calcio superiores respecto a la fracción gruesa.

Los contenidos en general de **microelementos** esenciales **Fe, Cu, Mn y Zn** son bajos o muy bajos comparados con otro tipo de biomasa residual que se suelen utilizar en procesos de compostaje. Kouki et al (2016) obtuvo valores de 400, 5, 70 y 22 mg/kg s.m.s. para los microelementos anteriores, confirmando nuestros resultados. Estos microelementos presentan una concentración superior en la parte de rizoma frente a la parte aérea. Este efecto es esperable debido a la difusión

pasiva/transporte pasivo de estos microelementos en la mayoría de los vegetales. Observamos un mayor contenido de estos microelementos en las fracciones finas establecidas en este experimento, aunque en algunos casos como en el caso del Zn o Cu no se observan diferencias estadísticamente significativas.

A modo de conclusión, la capacidad de fertilización de las fracciones y partes analizadas es baja respecto al contenido de macro y micronutrientes si lo comparamos con la turba, excepto en el caso de K (Bustamante et al. 2008). La notable concentración K en flujos de biomasa residual vegetal también ha sido observada por otros autores (Lewandowski et al. 2003). Los contenidos de N en PA de AD son similares a los analizados en otros materiales vegetales como poda de cítricos y de granado (Vico et al., 2018).

Los resultados de sus propiedades físico-químicas y químicas determinan su uso como ingrediente en procesos de co-compostaje coincidiendo con otros autores como Cirillo et al. (2018), que propone el uso de residuos lignocelulósicos de *Arundo donax* L. después de la extracción de ácido succínico (aprovechamiento previo) como enmienda en cultivos ornamentales de *Bougainvillea spectabilis* Willd. y *Viburnum lucidum* L. observando efectos beneficiosos a nivel de producción de biomasa.

3.1.3.3. Capacidad vegetativa de AD en cultivo sobre suelo

En este apartado vamos a analizar la respuesta vegetativa de AD en unas condiciones agronómicas típicas del sureste español utilizando un suelo de Vega de la zona de Orihuela. Las condiciones de manejo de este cultivo se centran en el uso de agua de riego en condiciones óptimas, con una salinidad media-alta (1,7 dS/m), característica de esta zona con fuerte salinización de los acuíferos. Estas condiciones pretenden manifestar la capacidad vegetativa y de producción de biomasa de AD en zonas y condiciones subproductivas como potencial cultivo no alimentario destinado a la producción de fibra, usos medioambientales, o asociados a sus propiedades como sustrato, estructurante, cobertura del suelo o ingrediente para co-compostaje. En este último caso, no debemos olvidar la necesidad de material carbonoso y estructurante como principal limitante en el compostaje de flujos residuales secundarios tales como lodos de depuradora y otros materiales cuya relación carbono/nitrógeno sea inferior a 10.

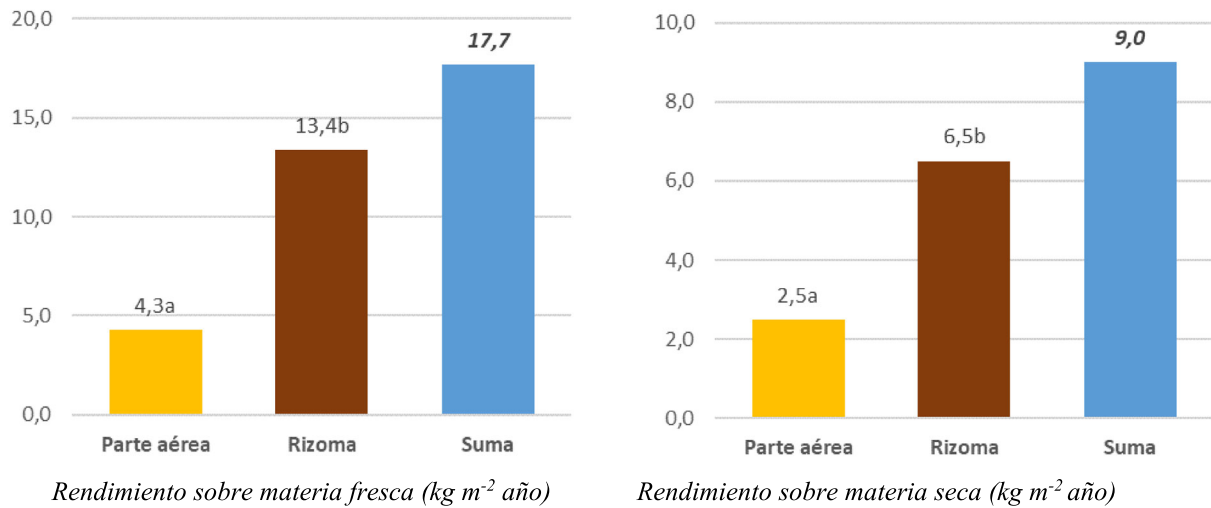


Figura 3.1.4. Producción de biomasa de AD en función de la parte analizada (F anova y significación: 1298*** y 789*** para rendimiento en fresco y seco, respectivamente, comparación entre parte aérea y rizoma)

En la figura 3.1.4. observamos cuál ha sido el rendimiento del cultivo de AD en este contexto. Podemos observar que la mayor producción de biomasa se da a nivel de rizoma con 13,4 kg·m⁻²·año, frente al valor de la parte aérea (fundamentalmente tallo) que es 4,3 kg·m⁻²·año. Por tanto, podemos suponer que la fijación de carbono y extracción de nutrientes es mucho más significativa en la parte oculta que en la parte aérea. Si consideramos el cultivo en su conjunto vemos que es capaz de producir 17,7 kg·m⁻²·año. Kouki et al (2016) obtiene producciones de *Arundo donax* usado en humedales artificiales en torno a 5 kg de materia seca por metro cuadrado y año, consistentes con los obtenidos en este experimento.

En la tabla 3.1.6., aparecen producciones medias de biomasa de AD por diferentes autores y localización.

Tabla 3.1.6. Referencias bibliográficas de producciones medias de *Arundo donax* L.

Localización	Producción media m.s. (t/ha·año)	Referencia
Sur de España	17-22	Christou, M. (2001)
Sur de Grecia	17,7-19	Christou, M. (2001)
Sur de Italia	15-34,2	Cosentino, S.L. et al (2006)
Turquía	53	Günes, K. et al. (1996)
España	29,6-63,1	Hidalgo, M. et al. (2001)
Grecia	15-39	Lewandowski, I. et al (2003)
Norte de Italia	35	Matzke, W. (1988)
Sur de Alemania	7-26	Oster, W. et al. (1992)
Sur de Francia	20-25	Toblez, F (1940)
Sur de Australia	45,2	Williams, C.M. et al (2009)

m.s.: materia seca

Si analizamos el rendimiento sobre la materia seca, por si existe un acumulo diferencial de agua en los tejidos de AD, observamos que los valores mantienen la tendencia, con prácticamente tres veces más rendimiento en la parte rizomática. Este aspecto es especialmente importante pues nos sirve para calcular la extracción y fijación de elementos claves como C.

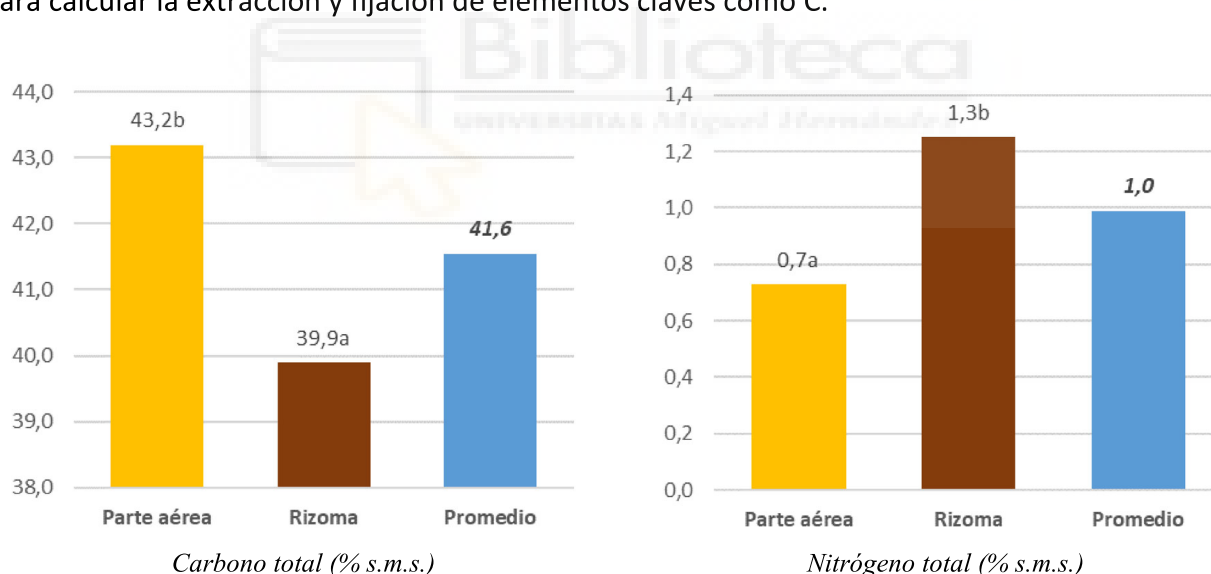


Figura 3.1.5. Concentración de C y N en biomasa de AD en función de la parte analizada (F anova y significación: 38*** y 361*** para C y N respectivamente, comparación entre parte aérea y rizoma).

Para el ensayo de la fase 2, el contenido en **carbono** en la biomasa de AD es superior en la parte aérea frente al rizoma (figura 3.1.5.), siendo estas diferencias estadísticamente significativas. El contenido promedio de carbono en AD es de 41,6%. Para podas de palmera, cítricos y granada se observó valores superiores (44,3, 45,9 y 46,6% respectivamente). Sin embargo, no encontramos estas diferencias en el estudio descriptivo de AD. El contenido de **nitrógeno** en las diferentes partes

de AD es bajo y está en consonancia con los valores obtenidos en la fase 1 de este experimento. En la parte aérea se muestran niveles inferiores en torno a 0,7% de nitrógeno total, mientras que en el rizoma prácticamente se duplica en ese valor. Pelegrín et al. (2018) determinaron valores de 1,05% para podas de cítricos, 0,91% para granado como fuentes de biomasa vegetal mayoritarias en el sureste español.

Impagliazzo et al. (2017) indican la fácil adaptabilidad de AD en suelos poco fértiles consiguiendo producir biomasa en zonas marginales. La toma de N se sitúa entre 65 y 130 kg N·ha⁻¹, valores menores comparados con otros cultivos de alto rendimiento, teniendo además una elevada capacidad de secuestro de C en el suelo.

En general podemos considerar que la capacidad de extracción de nitrógeno de AD es baja, siendo capaz de acumular poco nitrógeno por unidad de masa vegetal.

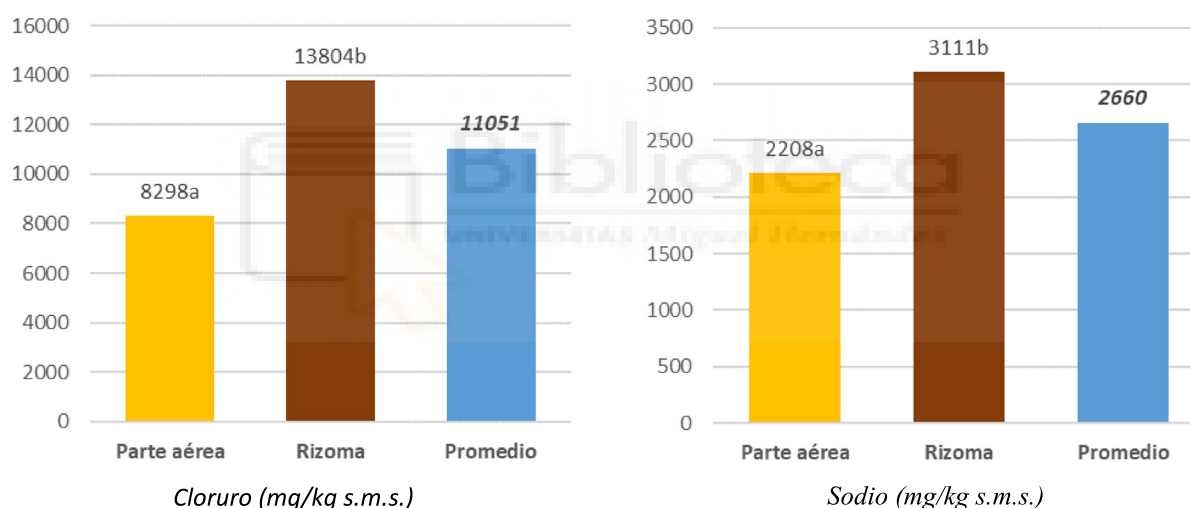


Figura 3.1.6. Concentración de cloruro y sodio en biomasa de AD en función de la parte analizada (F anova y significación: 96*** y 138*** para Cl y Na respectivamente, comparación entre parte aérea y rizoma).

También hemos determinado la acumulación de las dos especies salinas más importantes a nivel cuantitativo (cloruro y sodio) para estimar la potencial acumulación de estas sales en el cultivo dando cuenta así de su capacidad para vegetar en entornos salinos e incluso su potencial uso como especie extractora en los procesos de desalinización de suelos degradados. A nivel de **cloruro** se observa una mayor acumulación de cloruro en la parte rizomática frente a la parte aérea. Este mismo efecto se manifiesta también para el **sodio** con valores que se aproximan a los 3000 mg/kg. Para cloruros se alcanzan valores muy elevados (14.000 mg/kg) con unos valores promedio para la biomasa de AD superior a los 11 g/kg s.m.s.

Finalmente hemos cuantificado la fijación de carbono en forma de kilogramos de $\text{CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}$ con el fin de evaluar la capacidad de fijación de carbono atmosférico de este cultivo y por tanto su capacidad de mitigación asociada a la de fijación fotosintética de este cultivo. Este aspecto es clave a la hora de considerar las potenciales aplicaciones comerciales y transformar el concepto de marginal o invasivo para poderlo transformar en un cultivo como tal en diferentes aplicaciones. Si consideramos la parte aérea la fijación obtenida es de 3,9 kg de $\text{CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}$ en unas condiciones salobres en un suelo franco arcilloso. Sin embargo, si valoramos cuál es la fijación de carbono en la parte de rizomática podemos observar que al menos duplica este valor de la parte aérea. Este hecho es muy importante, además podemos considerar el cultivo como multifuncional, potencialmente usando el rizoma como secuestrador de C atmosférico y la parte aérea como productiva/extractiva sin repercusiones a nivel de mitigación, pero sí económica. En general si consideramos de forma acumulada esta fijación en AD, el valor obtenido se puede situar en torno a 12 kg de $\text{CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}$.

Con el fin de evaluar la capacidad fijadora de C de AD vamos a establecer una comparación con algunos cultivos leñosos típicos del sureste, que demandan muchos insumos, considerando AD como un cultivo marginal y estableciendo paralelismo productivo con las podas anuales de los cultivos leñosos. En este contexto, la producción media de biomasa generada por podas en cítricos, olivos y granados se estima en 2, 1,49 y 1,65 t m.f./ha respectivamente (Junta de Andalucía, 2018).

Si cuantificamos la fijación anual de carbono atmosférico en dichas podas se situaría en 0,29 kg $\text{CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}$ para cítricos; 0,23 kg $\text{CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}$ para olivar y de 0,24 kg $\text{CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}$ para granado. Estos valores son claramente inferiores a los fijados por parte aérea (tallo) de AD, en torno a 3,9 kg $\text{CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}$ en nuestro ensayo, sin fertilización asociada. Aunque no son aproximaciones absolutamente comparables si nos permiten concluir la alta eficiencia vegetativa y fijadora de C de AD en entornos salinos y poco fertilizados (asimilables a cultivos marginales)."

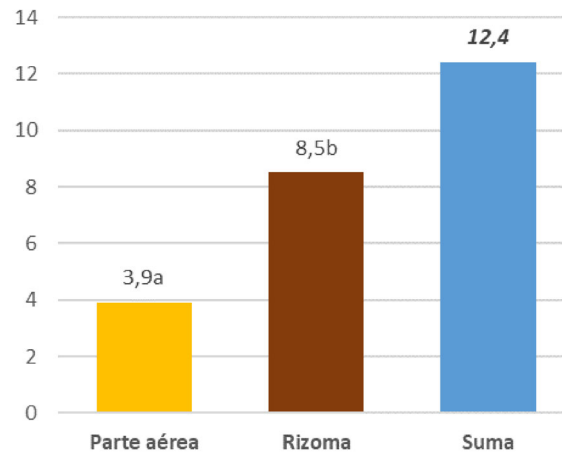


Figura 3.1.7. Fijación anual de CO₂ (kg·m⁻²·año) asociada a la biomasa de AD en función de la parte analizada (F anova y significación: 1923*** comparación entre parte aérea y rizoma).

3.1.4. Conclusiones

En función de los resultados obtenidos en este experimento, podemos concluir que la AD es una especie con una elevada capacidad vegetativa en condiciones no ideales y específicamente en condiciones salinidad media, con producciones en torno a 17,7 kg·m⁻² y año, siendo mayoritariamente rizoma (76%). En general, el contenido de C se sitúa en el rango de 46-47% para AD invasivo y 40-41% para el AD cultivado, pudiendo existir diferencias clonales, como se pone de manifiesto en las dos fases de nuestro experimento.

El contenido en N es bajo, siendo mayor en el rizoma respecto a la parte aérea. Se considera una especie tolerante a la salinidad con capacidades de fitoacumulación de sales. Se podría plantear este cultivo en función de los potenciales usos de AD, especialmente la parte aérea considerando la parte rizomática como un servicio agroecológico de fijación de C.

Dentro de los usos considerados, las propiedades físicas e hidrofísicas más destacables de cara a constituirse en un ingrediente de medios de cultivo sin suelo o como cobertura vegetal se asocian a sus capacidades de aireación y porosidad mientras que la interacción con el agua es pobre, reteniéndola en pequeña cuantía no constituyendo un material óptimo en la liberación de agua útil. La composición en general de AD a nivel de relación C/N le definen como un material potencialmente estructurante en función de su relación C/N media-alta (menor para el rizoma respecto a la parte aérea). El contenido en elementos nutrientes para la vida vegetal es en general baja, existiendo un equilibrio entre los contenidos de N y K, siendo muy baja la concentración de P.

3.2. Experimento 2: compostaje de *Arundo donax* L. con lodos procedentes de depuradora de aguas residuales y de lodos agroalimentarios. Aspectos agronómicos, económicos y ambientales.

3.2. Experimento 2: compostaje de *Arundo donax* L. con lodos procedentes de depuradora de aguas residuales y de lodos agroalimentarios. Aspectos agronómicos, económicos y ambientales.

3.2.1. Introducción

Este experimento se evalúa varios escenarios de co-compostaje basados en el uso de biomasa *Arundo donax* (AD) como agente estructurante para el co-compostaje de lodos de depuradora de aguas residuales y lodo agroalimentario, con la finalidad de gestionar estos residuos orgánicos y para producir fertilizantes orgánicos equilibrados mediante la optimización del proceso, para conseguir el **Objetivo 2.2.1. Validación de los compost derivados de *Arundo donax* como estructurante para el co-compostaje de Lodos procedentes de EDAR y de EDARIs agroalimentarias**, analizando sus características agronómicas, económicas y ambientales.

De acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Lowe et al. 2004), la caña es una de las especies invasoras más dañinas en el mundo. Esta planta invade áreas riparias, lo que altera su ciclo de nutrientes e hidrología, desplazando a las especies nativas (GISD, 2017). En España, AD se distribuye ampliamente en la mayoría de las provincias, diferentes medidas preventivas y de control del crecimiento se han probado en cauces de ríos, pero su fisiología y rápido crecimiento la hacen más competitiva que las especies nativas en las zonas riparias, lo que dificulta su control.

La oportunidad para controlar esta mala hierba es al principio de su implantación ya que una vez establecida es difícil su control (GISD, 2017). La productividad de esta especie es de alrededor de 25 tn de materia seca/ha en condiciones naturales (Ververis et al., 2004) y de 55 tn de materia seca/ha en condiciones de cultivo (Di Nasso et al., 2008). Debido a sus características se está considerando como cultivo energético (Baldini et al., 2017), ya que es capaz de producir una gran cantidad de biomasa incluso en condiciones semiáridas o salinas (Andreu-Rodríguez et al., 2013). Una de las medidas más eficaces de control actuales para AD se basan en la poda periódica de las riberas afectadas, con el gran inconveniente de que sus residuos de biomasa producidos no se gestionan correctamente, lo que constituye un problema para estas riberas, pero también una oportunidad de convertir estos residuos en un recurso utilizando un tratamiento adecuado para evitar su propagación.

La industria agroalimentaria constituye el principal sector industrial de España, con el 20,5% de las ventas netas de productos, el 18,3% del empleo y un crecimiento anual de alrededor del 3,1% (MAGRAMA, 2015). Los procesos de producción agroalimentarios necesitan un alto consumo de

agua, que implica la generación de efluentes con una alta carga orgánica constituida inicialmente por compuestos solubles y restos vegetales de los materiales iniciales, que representan un desafío para la sostenibilidad medioambiental del sector (Morales et al., 2016).

Pardo et al. (2017) informó que se producía más de 4GgC/año de lodos de la industria agroalimentaria sólo en las regiones mediterráneas de España. En Europa, el tratamiento de aguas residuales ha sido promovido por la Directiva 91/271/CEE (modificada por la Directiva 98/15/CE en relación con determinados requisitos establecidos en su anexo I), lo que ha llevado a un incremento en la producción con el consiguiente problema relacionado con el almacenamiento y gestión de este residuo. Además, la Directiva 2012/21/CEE (H2020) estableció que al menos el 68% de lodos de aguas residuales producidos por tratamiento de aguas residuales urbanas o actividades industriales como la producción agroalimentaria debería ser gestionado a través de la aplicación agrícola del suelo. Ambos tipos de lodos de depuradora se caracterizan por varios aspectos que dificultan su compostaje, haciendo necesario el uso de un agente estructurante, para mejorar el proceso (Morales et al., 2016). Diferentes estudios han propuesto el uso de material lignocelulósico como agentes estructurantes, por ejemplo, el arroz y las virutas de madera (Pasda et al., 2005; Li-li et al., 2013).

Como todos sabemos el compostaje es un método factible para la recuperación de residuos orgánicos, ya que lleva a un producto estabilizado, maduro, desodorizado, higiénico, rico en sustancias húmicas, fácil de almacenar y comercializable como enmienda orgánica (Ouatmane et al., 2000; Bustamante et al., 2008; Martín-Mata et al., 2016). El primer objetivo en la mayoría de las investigaciones de compostaje ha sido la mejora de la calidad del producto final, mientras que el aspecto ambiental ha sido con frecuencia descuidado. Sin embargo, una discusión profunda sobre el proceso de compostaje requiere la investigación sobre las implicaciones ambientales. Así mismo, la importancia de los gases de efecto invernadero asociados han sido ampliamente estudiadas (Pardo et al., 2015; Sáez et al., 2017; Sanz-Cobena et al., 2017) en relación al uso del compostaje como una estrategia de gestión.

Varios estudios sobre el compostaje se han centrado en el secuestro de C en los suelos como una herramienta para mitigar el cambio climático y mejorar la eficiencia del ciclo del carbono asociado a la naturaleza de la materia orgánica del compost (Pardo et al., 2017; Farina et al., 2018). Para poder estudiar la evolución de las características finales de la materia orgánica durante el compostaje, se están empleando métodos térmicos tales como termogravimetría (TG) y análisis

térmico diferencial (DTA) siendo herramientas prácticas debido a su alta sensibilidad a los cambios químicos producidos durante la biotransformación de los residuos orgánicos (Marhuenda-Egea et al., 2007; Torres-Climent et al., 2015).

Este estudio explora la viabilidad de utilizar la tecnología de compostaje a la escala comercial para gestionar y reciclar la biomasa de la planta invasora AD, evitando su propagación asociada a su eliminación inadecuada, junto con otros flujos orgánicos problemáticos, tales como aguas residuales y lodos agroalimentarios. Para ello, nos centramos en: (a) el estudio del proceso a través de la evaluación de parámetros clave, el comportamiento exotérmico de las pilas y la biodegradabilidad de la materia orgánica, así como la estimación del Potencial Calentamiento Global (GWP) del sistema de tratamiento; y (b) la validación del producto, midiendo los principales parámetros de calidad del compost para usos agronómicos, el potencial recalcitrante de C remanente en el producto, y el valor económico equivalente basado en sus contenidos de nutriente N,P,K.

3.2.2. Material y métodos

Diseño experimental

Se realizó en la planta de compostaje COMPOLAB de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela-UMH; el diseño consistió en la formación de seis pilas diferentes a escala comercial (25 m³ cada una) fueron preparadas usando como materiales iniciales la biomasa de AD, como agente estructurante, mezclada con lodos de depuradora del tratamiento de aguas residuales municipales (MS1 y MS2, 2 pilas de cada uno) o lodos del sector agroalimentario (AS1 y AS2, 2 pilas).

La biomasa de AD fue obtenida de áreas riparias del río Segura localizadas en Orihuela (Alicante). Antes de ser utilizado en las mezclas de compostaje, la biomasa de AD fue homogeneizada y triturada en partículas de tamaño <5 cm. Las muestras de lodo de aguas residuales MS1 y MS2 provienen de las estaciones depuradora de aguas residuales de Torrevieja y Elche (Alicante), respectivamente.

Los lodos de aguas residuales (MS1) se realizó un tratamiento de lodos activados con aireación y luego se estabilizó mediante digestión aeróbica, mientras que los lodos de aguas residuales (MS2) se obtuvieron mediante tratamiento biológico en un reactor de nitrificación/desnitrificación y luego se estabilizó mediante digestión anaeróbica. El lodo agroalimentario (AS1) proviene de una planta de tratamiento de la "Sociedad de Depuración Virgen de los Dolores SL" (Murcia). Las aguas residuales tratadas en esta planta industrial provienen de la elaboración de alcachofas y pimientos,

el tratamiento consiste en un proceso físico-químico mediante reactores biológicos secuenciales. El lodo agroalimentario (AS2) procede de una planta de tratamiento de procesamiento de residuos de fruta, principalmente de pera en conserva. El tratamiento consiste en flotación, desnitrificación y posterior tratamiento en un reactor USBF con aireación forzada. Todas las muestras de lodos fueron deshidratadas por centrifugación.

Las características principales de todos los materiales iniciales usados en las mezclas de compostaje se muestran en la Tabla 3.2.1.

Tabla 3.2.1. Características físico-químicas y químicas de los materiales iniciales usados en las mezclas de compostaje.

Parámetro	Unidad	MS1	MS2	AS1	AS2	AD
humedad	%	82,2	78,3	91,8	86,3	23,8
pH		4,9	6,8	7,2	5,6	6,6
conductividad eléctrica (CE)	dS m ⁻¹	5,8	4,8	5,1	5,5	3,4
materia orgánica	%	58,2	47,5	52,4	81,4	76,5
carbono orgánico total (COT)	%	40,1	31,1	34,5	50,5	36,5
Ratio C/N		5,8	7,4	10,4	7,5	28,7
N total	%	6,9	4,2	3,3	6,7	1,51
P	g kg ⁻¹	25,1	36,0	5,9	17,4	1,4
K	g kg ⁻¹	4,7	2,7	5,7	6,9	7,4
Na	g kg ⁻¹	2,3	3,0	14,6	4,5	2,4

Se optimizaron las mezclas, utilizando la cantidad máxima de AD con una proporción suficiente de lodo, las mezclas de compostaje aparecen en Tabla 3.2.2.

Tabla 3.2.2. Porcentajes de las mezclas empleadas en las diferentes pilas.

Ingredientes	Pila 1 %	Pila 2 %	Pila 3 %	Pila 4 %	Pila 5 %	Pila 6 %
Lodos de aguas residuales (MS1)	39	32				
Lodos de aguas residuales (MS2)			60	30		
Lodo agroalimentario (AS1)					30	
Lodo agroalimentario (AS2)						20
Biomasa de AD	61	68	40	70	70	80
% materia fresca	75,6:24,4	69,4:30,1	85,3:14,7	59,3:40,8	78,3:21,7	56,7:43,3

Las pilas (3m de ancho x 1,5m de altura x 10m de longitud) fueron preparadas y compostadas mediante volteos. Durante el compostaje la humedad de las mezclas fue monitorizada semanalmente, manteniendo un contenido de humedad no inferior al 40%, así como las

temperaturas de las pilas y del ambiente fueron monitorizadas por sondas conectadas a datalogger (Martín-Mata et al., 2016).

Las pilas fueron volteadas semanalmente hasta la finalización de la fase biooxidativa, se consideró terminada cuando durante 10 días consecutivos la diferencia entre la temperatura de la pila y la de ambiente era $\leq 10^{\circ}$ C. A continuación, se dejaron madurar los compost durante un mes. A lo largo del compostaje diferentes muestras se llevaron a cabo, pero solamente cuatro fueron seleccionadas basadas en la evolución de la temperatura durante el proceso y las correspondientes a las etapas más representativas del proceso (inicio, fase termofílica, fin de la fase biooxidativa, y madurez).

Las muestras fueron tomadas, mezclando siete submuestras de siete sitios de las pilas, de todo el perfil (de arriba a abajo) (Bustamante et al., 2012). Cada muestra fue secada al aire y se midió a 0,5 mm para posteriores análisis.

Análisis físico-químico y físico

Los residuos orgánicos y las muestras de compostaje se secaron al aire y se tamizaron a 0,5 mm para realizar las determinaciones analíticas. La conductividad eléctrica (CE), el pH, la materia orgánica (MO) y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) fueron evaluados de acuerdo con los métodos descritos por Bustamante et al., (2008). Los sólidos volátiles, el carbono orgánico total (COT), el nitrógeno total (NT) fueron determinados de acuerdo a los métodos seguidos por Sáez et al., (2017). El carbono orgánico soluble en agua (Cw) fue evaluado en un analizador automático de muestras líquidas (TOC-VCSN Analyzer, Shimadzu) (Bustamante et al., 2012). El índice de germinación (IG) fue calculado usando semillas de *Lepidium sativum* (Zucconi et al., 1981; Luo et al., 2018). El fósforo total, Na y K se determinaron siguiendo los métodos usados por Bustamante et al., (2012). En resumen, después de la digestión $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ (1:4 V/V), el fósforo fue evaluado colorimétricamente, mientras que el Na y K fueron determinados mediante fotometría de llama (Jenway PFP7 Fotómetro de Llama).

Las propiedades físicas del compost maduro (la contracción, capacidad del aire, la densidad aparente, la capacidad de agua y el espacio total de poros) fueron determinadas por Bustamante et al. (2008).

Análisis térmico y dinámica de la materia orgánica

Los análisis térmicos se realizaron con un Equipo simultáneo TG-DTA acoplado a un espectrómetro de masas (TG-DTA-EM). El equipo de TG-DTA es un Mettler Toledo (mod. TGA/SDTA851e/LF/1600) y el espectrómetro de masas es un equipo Pfeiffer Vacuum (Thermostar GSD301T) que permite el registro de los termogramas y los espectros de masa de gases de combustión simultáneamente. Todas las muestras se quemaron con una corriente de mezcla de oxígeno/He (20%/80%), con un flujo de gas de 100 ml min⁻¹, y dentro de un rango de temperaturas de 25 a 650°C, siendo la velocidad de calentamiento de 10°C min⁻¹.

Para evaluar el proceso de compostaje y la calidad del producto final obtenido, se utilizó el índice R1, identificado como parámetro fiable para evaluar el nivel de maduración de la materia orgánica en las muestras de compost (Marhuenda-Egea et al., 2007). El índice R1 obtenido de los datos de la termogravimetría, es la relación de las pérdidas de peso de la muestra entre el segundo pico exotérmico (400-580°C) y el primer pico exotérmico (250-400°C). El primer pico es atribuido a la combustión de compuestos orgánicos más lábiles, tales como carbohidratos, celulosa y lignocelulosa; mientras que la pérdida de masa en el segundo pico corresponde a moléculas más recalcitrantes. El índice R2 indica la relación de la energía que necesita un compuesto para su combustión, correspondiente a los mismos picos obtenidos por análisis térmicos diferencial (Torres-Climent et al., 2015). Por lo tanto, estos indicadores correlacionan el aumento de compuestos alifáticos (más refractarios) frente a los hidratos de carbono, lábiles a temperaturas más bajas.

La mineralización de la materia orgánica durante el compostaje fue calculada como las pérdidas de MO durante el proceso, de acuerdo con la ecuación (Paredes et al., 2000):

$$\text{Pérdida de MO (\%)} = 100 - 100 \frac{[X_1(100-X_2)]}{[X_2(100-X_1)]}$$

donde X₁ y X₂ son los contenidos iniciales y finales de ceniza respectivamente.

Las pérdidas totales de nitrógeno fueron también determinadas utilizando los contenidos iniciales de ceniza (X₁) y finales (X₂) siguiendo la ecuación de Paredes et al. (2000): N_T

$$\text{Pérdida de N}_T (\%) = 100 - 100 \frac{[(X_1 N_2)]}{[(X_2 N_1)]}$$

donde el N₁ y N₂ son las concentraciones iniciales y finales del total de nitrógeno respectivamente.

Estimación del GWP en el proceso de compostaje

La evaluación del potencial de calentamiento global (GWP) fue llevada a cabo con la metodología propuesta por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) para el tratamiento biológico de residuos sólidos (IPCC, 2006), que incluye el compostaje como un tratamiento aeróbico para residuos orgánicos. Según el IPCC una gran fracción del carbono orgánico lábil en los residuos se convierte en dióxido de carbono (CO_2) por biodegradación, mientras que una pequeña fracción de carbono en los residuos puede convertirse en CH_4 en micro-sitios anaeróbicos, cuando hay una humedad excesiva o una aireación inadecuada en las pilas de compostaje. Además, durante el proceso de compostaje se puede producir emisiones de N_2O , cuyos rangos de emisiones estimadas varían desde menos de 0,5% al 5% del contenido de nitrógeno inicial en la mezcla de compostaje (Detzel et al., 2003).

Para la estimación de las emisiones de CH_4 y N_2O , se emplearon los factores de emisión por defecto proporcionados por el método IPCC nivel 1, de acuerdo con la guía "Inventario nacional de emisiones a la atmósfera" (MAGRAMA, 2015). En esta estimación de CH_4 y N_2O para las diferentes mezclas de compostaje fue realizada sobre una base de peso fresco al inicio del proceso de compostaje, por lo que fue necesario conocer la densidad de las diferentes materias primas utilizadas y la proporción de cada material en la mezcla de compostaje. Basándonos en las consideraciones de IPCC (2006), las emisiones de CO_2 del proceso de compostaje no fueron contabilizadas en el GWP por su origen. Por lo tanto, estas emisiones no contribuyen al GWP porque se asume que están compensadas por el CO_2 consumido en la fotosíntesis de las plantas utilizadas como alimento. Además, la producción de CO_2 mediante degradación de materia orgánica es considerada parte del ciclo corto del carbono (IPCC, 2006).

USEPA (2010), propuso un enfoque para la determinación de emisiones de CO_2 del compostaje basado en un equilibrio riguroso de carbono, considerando el contenido total de carbono y de sólidos volátiles (COT y SV), la masa inicial de las materias primas utilizadas en las mezclas de compostaje, así como la masa total y el contenido de carbono en el compost final. Estas mediciones se llevan a cabo en base al peso seco ya que los cambios en el contenido de humedad afectarían los resultados. Para realizar un estudio más aproximado de las emisiones de CO_2 en las pilas estudiadas, se consideran los valores de COT y SV de las materias primas y de los compost finales.

Las pérdidas de SV (%) fue cotejada considerando que, de media, una reducción del 15% de sólidos secos se produce durante el compostaje (Das et al., 1998). Por último, el factor de emisión (EFCO₂) asociado a cada pila fue determinado considerando la masa molecular de CO₂.

Valor económico del producto

El valor económico de mercado del compost obtenido se calculó según la metodología descrita en Jara-Samaniego et al., (2017); considerando el valor comercial medio (€/t) de los fertilizantes en 2016, proporcionado por el Banco Mundial para la urea, fosfato diamónico, y cloruro potásico (204,9 €; 298,8 € y 203,9 €, respectivamente).

El porcentaje de unidades fertilizantes en urea, fosfato diamónico, y cloruro potásico fue de 46% N, 46% P₂O₅ y 60% K₂O respectivamente. Teniendo en cuenta estos valores, las unidades fertilizantes N, P₂O₅ y K₂O se pueden promediar en 4,4; 14,8 y 4,1 €, respectivamente. El valor final equivalente de mercado fue calculado considerando un contenido de agua de 25% de media en el compost comercial.

Análisis estadístico

Las determinaciones analíticas se hicieron por triplicado. Se realizaron análisis de varianza en $P < 0.05$ para todas las variables en el experimento (excepto las climáticas). Las diferencias entre los tratamientos se analizaron utilizando el contraste Tukey B ($P < 0.05$). El análisis de datos se llevó a cabo utilizando el paquete de software estadístico SPSS v. 21.0.

Para calcular el índice exotérmico EXI2 se emplearon los perfiles térmicos diarios obtenidos de las pilas, y se obtuvo como la suma cuadrática de la diferencia diaria entre la temperatura dentro de la pila y la temperatura ambiente durante la fase bio-oxidativa del compostaje, se empleó un paquete de software R. Este índice EXI2 nos permite comparar los diferentes escenarios de co-compostaje según su comportamiento exotérmico.

Los resultados de las pérdidas de MO fueron ajustados según un modelo cinético de primer orden (Bernal et al., 1996):

$$\text{Pérdida MO} = A (1 - e^{-kt})$$

donde A es la descomposición máxima de la MO (%), k es la constante de degradación y t es el tiempo de compostaje (en días).

Empleando el software Sigmaplot 13, se realizó el ajuste de curva y el cálculo del significado estadístico del ajuste de la curva (residual mean square (RMS) y F-value).

Se realizó el análisis de la varianza y la diferencia mínima significativa (LSD) a $P < 0.05$, entre todos los parámetros evaluados en el proceso. Las diferencias entre los tratamientos del compost con respecto a las propiedades físico-químicas y químicas se analizaron utilizando el contraste tukey B ($P < 0.05$). La normalidad y homogeneidad de las varianzas se verificaron mediante el ensayo de Shapiro-Wilk y Levene, (respectivamente, antes del ANOVA.). El análisis de datos se llevó a cabo utilizando el paquete de software estadístico SPSS v. 21.0.

3.2.3. Resultados y discusión

3.2.3.1. Evaluación del proceso

Evolución de la temperatura e índices exotérmicos

En todos los procesos exotérmicos la evolución de la temperatura fue similar en el período inicial (Fig. 3.2.1).

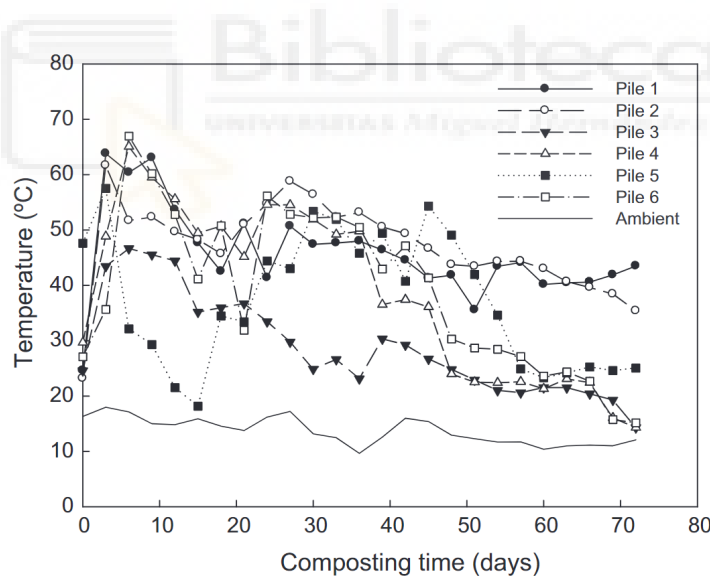


Fig. 3.2.1. Evolución de la temperatura en las pilas de compostaje estudiadas. MS: lodo de EDAR; AD: biomasa de *Arundo donax* L.; AS: lodo de EDARI. Pila 1: 39% MS1 + 61% AD; Pila 2: 32% MS1 + 68% AD; Pila 3: 60% MS2 + 40% AD; Pila 4: 30% MS2 + 70% AD; Pila 5: 30% AS1 + 70% AD; Pila 6: 20% AS2 + 80% AD.

Los valores termofílicos ($>40^{\circ}\text{C}$) fueron rápidamente alcanzados y duraron al menos 35 días, excepto en la pila 3, con la proporción más alta de MS2, que mostró una reducción de la temperatura después de los primeros 10 días. La pila 6, preparada con la mayor proporción de AD, mostró un descenso de la temperatura después del tercer día, pero fue reactivada después del primer volteo, produciendo un aumento de la temperatura. Las temperaturas cayeron progresivamente hasta

alcanzar los valores ambientales, después de 73-80 días en las pilas con MS y la pila 6 con AS2, y después de 95 días en la pila 5 con AS1, indicando el final de la fase bio-oxidativa del compostaje (Tabla 3.2.3).

Los rápidos incrementos iniciales de temperatura en las mezclas preparadas utilizando AD y lodos de aguas residuales indican una rápida degradación de la materia orgánica (MO) mediante la actividad microbiana. Este comportamiento fue también observado durante el co-compostaje de lodos de aguas residuales utilizando diferentes agentes estructurantes (Morales et al., 2016; Doublet et al., 2011). Las mezclas de compostaje preparadas con una mayor proporción de AD presentaron unos cambios más intensos y progresivos en temperatura. Este hecho puede deberse a las características de AD, un material vegetal que tiene una gran cantidad de fibra y masa seca tal y como fue demostrado por Ververis et al., (2004), que parece proporcionar a la mezcla la capacidad de aireación óptima, regulando el contenido de exceso de agua en el lodo, principalmente en el AS con el contenido de humedad inicial más alto.

Tabla 3.2.3. Indicadores del comportamiento exotérmico de los procesos de compostaje estudiados.

Parámetro	Pila 1	Pila 2	Pila 3	Pila 4	Pila 5	Pila 6
Índice EXI2 (°C ²)	35,331	38,469	26,626	52,264	56,172	55,598
Ratio nº días en fase biooxidativa/ nº días con temperaturas >40°C	85/70	73/63	80/12	77/37	95/33	77/39
Ratio EXI2 / nº días fase biooxidativa	416	527	333	679	591	722

EXI2: Índice exotérmico cuadrático (suma cuadrática de la diferencia diaria entre la temperatura dentro de la pila y la temperatura ambiente durante la fase bio-oxidativa del compostaje). MS: lodo de EDAR; AD: biomasa de *Arundo donax* L.; AS: lodo de EDARI. Pila 1: 39% MS1 + 61% AD; Pila 2: 32% MS1 + 68% AD; Pila 3: 60% MS2 + 40% AD; Pila 4: 30% MS2 + 70% AD; Pila 5: 30% AS1 + 70% AD; Pila 6: 20% AS2 + 80% AD.

La Fig. 3.2.2., muestra el perfil de la evolución térmica expresado como el índice EXI2. En general, las pilas preparadas con AS mostraron un proceso exotérmico más intenso que las pilas preparadas con MS, excepto la pila 4. Todas las pilas parecían producir calor a diferentes velocidades durante el proceso, produciendo cambios (en las fases de volteo) probablemente relacionados con la descomposición de AD. Además, el resultado obtenido (Tabla 3.2.3.) muestra que la mezcla con la proporción más alta de AD del 70% al 80% sobre materia seca alcanzó una ratio más alto de EXI2/días en el período bio-oxidativo, independientemente de la presencia de MS o AS en la mezcla de compostaje. Con respecto a la ratio del período de días en la fase bio-oxidativa/día >40°C, la pila 5 mostró el proceso biooxidante más largo, mientras que las pilas 1 y 2, con una proporción de AD

cercana al 60% de materia seca, mostraron un número mayor de días en la fase termófila. El proceso de mayor valor de EXI2 acumulado fue la pila 5 con un 30% de AS1 + 70% de AD sobre materia seca.

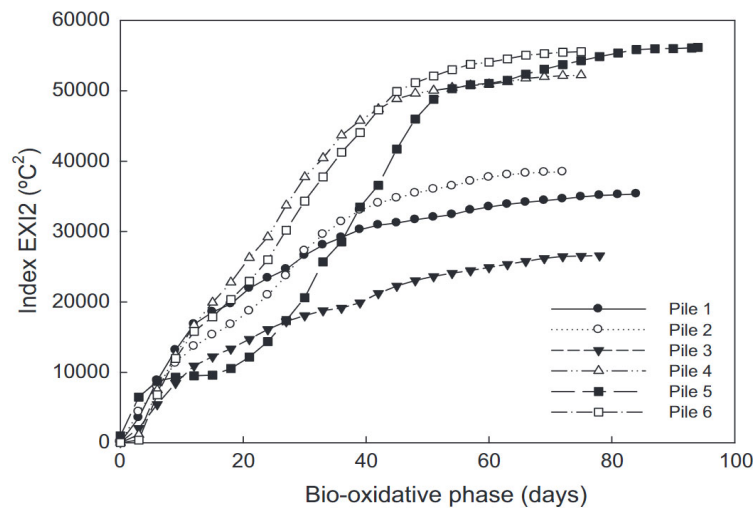


Fig. 3.2.2. Evolución de los valores acumulativos de EXI2 durante la fase bio-oxidativa. MS: lodo de EDAR; AD: biomasa de *Arundo donax* L.; AS: lodo de EDARI. Pila 1: 39% MS1 + 61% AD; Pila 2: 32% MS1 + 68% AD; Pila 3: 60% MS2 + 40% AD; Pila 4: 30% MS2 + 70% AD; Pila 5: 30% AS1 + 70% AD; Pila 6: 20% AS2 + 80% AD.

El co-compostaje con AS produjo valores más altos de EXI2 acumulados; el mayor contenido de carbono soluble en agua probablemente mejoró la actividad microbiana, ya que el carbono soluble en agua representa la fracción lábil de MO y constituye una fuente de componentes de C fácilmente degradables por microorganismos (Bustamante et al., 2012). La pila 6 mostró el aumento más rápido en los valores EXI2 al comienzo del proceso, pero después del tercer día se observó un descenso en la temperatura, lo que puede indicar que el oxígeno transferido dentro de la masa de compostaje fue insuficiente para satisfacer las demandas metabólicas de los microorganismos, debido a la alta tasa de degradación de la MO. Probablemente, el mayor contenido de humedad en AS2 (86,3%) también contribuyó a esta insuficiente transferencia de oxígeno. Por lo tanto, una deshidratación previa al pre compostaje o un programa más intenso de volteo se debe utilizar en el AS para mejorar el proceso. Además, en la pila 3, con la proporción más baja de AD, mostró la EXI2 menos intensa, reflejando las peores condiciones para la biodegradación. Los puntos de volteo en las curvas del Índice EXI2 acumulativo (Fig. 3.2.2.) podrían estar vinculados a la descomposición progresiva de AD, ya que contiene moléculas recalcitrantes tales como carbono alifático en cadenas largas polimetilénicas, similares a la cutina (Corno et al., 2015), y una alta proporción de biomasa lignocelulósica que consiste en hemicelulosa, celulosa y lignina (Baldini et al., 2017).

Otros autores han encontrado un aumento relativo en estos compuestos durante la degradación de AD (Shatalov y Pereira, 2002), probablemente debido a la presencia y efectos de blindaje de la matrix lignocelulósica (Thomsen et al., 2014). Esto podría estar relacionado con las curvas no progresivas de las pilas con un mayor contenido de AD.

Análisis térmico y modelo de Materia Orgánica

Los valores iniciales de R_1 y R_2 en las pilas preparadas con MS fueron más altos que los de las pilas preparadas con AS (Tabla 3.2.4.). Observándose diferencias significativas de comportamiento entre las pilas ellas durante el proceso de compostaje respecto a R_1 y R_2 , con descensos de MS y aumentos de AS. Además, la variación de los índices térmicos entre las muestras iniciales y maduras fue más alta en los procesos de compostaje que implican AS.

La mayor presencia de AD en mezclas homologadas (por ejemplo, pila 1 frente a 2; y pila 3 frente a la 4) produjo un descenso de R_1 durante el proceso. El carbono soluble varió durante los procesos de compostaje con un descenso neto en las muestras de la fase inicial a la madurez en casi todas las pilas excepto en la pila 4, siendo más alto en las pilas 2, 3 y 5.

La concentración inicial de materia orgánica fue más alta en las pilas 5 y 6 (con AS1 y AS2), siendo de 78,5% y 65,6% respectivamente, que en las pilas preparadas con MS. En todas las pilas estudiadas la disminución del contenido de MO fue mayor durante la etapa inicial de la fase bio-oxidativa (Tabla 3.2.4.).

Al comienzo del proceso, la pila 4 (preparada con 30% MS2 y 70% de AD, de materia seca) mostró un mayor descenso en la concentración de MO, mientras que la pila 3, compuesta de la misma cantidad de MS2 y una menor proporción de AD (40% de materia seca) mostró un descenso más bajo.

Tabla 3.2.4. Evolución de la mineralización de la MO y de los índices térmicos R₁ y R₂ durante el compostaje.

Etapas del compostaje	R ₁	R ₂	C _w (%)	MO(%)
<u>Pila 1: 39% MS1+ 61% AD</u>				
Inicio	0,39b	0,60b	0,37a	47,9b
Fase termófila	0,35b	0,45ab	0,43a	41,7c
Final de la fase bio-oxidativa	0,32ab	0,41a	0,66b	40,3b
Madurez	0,28a	0,37a	0,36a	38,9a
<i>F-anova</i>	***	***	***	***
<u>Pila 2: 32% MS1+ 68% AD</u>				
Inicio	0,37b	0,50b	0,98c	47,3d
Fase termófila	0,34ab	0,44ab	0,52b	38,9c
Final de la fase bio-oxidativa	0,34ab	0,48b	0,37 ^a	37,1b
Madurez	0,30a	0,41a	0,33a	33,1a
<i>F-anova</i>	**	*	***	***
<u>Pila 3: 60% MS2+ 40% AD</u>				
Inicio	0,43b	0,61b	0,75c	58,3d
Fase termófila	0,23a	0,26a	0,42b	54,6c
Final de la fase bio-oxidativa	0,22a	0,25a	0,40a	50,9b
Madurez	0,25a	0,28a	0,35a	49,6a
<i>F-anova</i>	***	***	***	***
<u>Pila 4: 30% MS2+ 70% AD</u>				
Inicio	0,24a	0,41b	0,53a	61,5c
Fase termófila	0,29a	0,35ab	0,45a	48,3b
Final de la fase bio-oxidativa	0,27a	0,31a	1,34c	46,6ab
Madurez	0,26a	0,29a	1,03b	44,3a
<i>F-anova</i>	NS	**	***	***
<u>Pila 5: 30% AS1+ 70% AD</u>				
Inicio	0,23a	0,47a	1,22c	78,5c
Fase termófila	0,48b	0,59b	1,03b	73,6b
Final de la fase bio-oxidativa	0,51bc	0,83c	0,73a	71,3b
Madurez	0,57c	0,88c	0,65a	66,7a
<i>F-anova</i>	***	***	***	***
<u>Pila 6: 20% AS2+ 80% AD</u>				
Inicio	0,29a	0,41a	1,60b	65,0d
Fase termófila	0,32ab	0,44ab	1,57b	56,6c
Final de la fase bio-oxidativa	0,35b	0,46ab	1,41a	55,8b
Madurez	0,39b	0,48b	1,38a	49,3a
<i>F-anova</i>	***	**	**	***

*, **, ***: significación P < 0.05, 0.01, y 0.001, respectivamente; NS: no significativo. Los valores promedio en una columna seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes en P < 0.05 (test Tukey). C_w: carbono soluble en agua; MO: materia orgánica; MS: lodo de EDAR; AS: lodo de EDARI; AD: biomasa de *Arundo donax* L.

La variación de los índices térmicos (R₁ y R₂) durante el proceso de compostaje en todas las pilas se puede explicar según el origen del lodo utilizado. Los perfiles térmicos correspondientes a MS mostraron una mayor proporción de material que es calentado en el mayor rango de temperatura (420-550°C), probablemente debido al alto contenido de proteínas en el lodo (Gómez-Rico et al.,

2005). Este material es pobre en moléculas más fácilmente biodegradables, calentado entre 200 y 420°C, y es rico en materiales más recalcitrantes. Por el contrario, AS es rico en materiales que son calentados en el rango de temperatura más bajo (200-420°C) y son más fácilmente biodegradables durante el proceso de compostaje (Hernández et al., 2015). En las pilas elaboradas con AS este proceso fue observado utilizando el índice R1: cuanto más decreció el material lábil siendo calentado a 200-420°C, el índice R1 aumentó; sin embargo, en las pilas preparadas con MS no se observó un aumento en el índice R1, relacionado a su relativamente baja abundancia de materiales biodegradables (Gómez-Rico et al., 2005). Un comportamiento similar se ha observado en el índice R2. Dado que este material es rico en compuestos refractarios, se requieren temperaturas más altas para conseguir las mismas pérdidas de masa, consumiendo más energía para la descomposición (Torres-Climent et al., 2015).

Por otra parte, AD es un agente estructurante rico en materiales estables tales como lignina, cutina y suberina. Corno et al., (2015) demostraron que AD combustiona a baja temperatura, pero no es fácilmente biodegradable durante el compostaje. Por lo tanto, en mezclas elaboradas con MS, cuando la proporción de AD es más baja, se puede observar un significativo descenso en los índices R1 y R2, probablemente debido al aumento en la concentración relativa de moléculas más lábiles durante el compostaje, mostrando un desarrollo inadecuado del proceso. Sin embargo, se observan valores similares de estos índices o descensos menos significativos cuando la proporción de AD es mayor, indicando un aumento en la concentración relativa de estructuras más estables de AD. Además, estas moléculas mencionadas anteriormente poseen superficies hidrofóbicas que pueden aumentar la hidrofobilidad del suelo y riesgo de erosión. Comino et al., (2017) demostró que el calor generado durante el compostaje puede destruir la mayoría de los compuestos hidrofóbicos presentes en este tipo de material (por ejemplo, AD), tales como moléculas orgánicas de cadena larga, lo que disminuye la repelencia al agua y mejorando la viabilidad del reciclado de AD.

Las pérdidas de MO durante el proceso fueron significativas en todas las pilas. En general, al final de la fase bio-oxidativa, durante la fase de maduración, todas las mezclas mostraron la disminución más baja en las concentraciones de MO (Fig. 3.2.3.). Todas las ecuaciones del modelo cinético de primer orden fueron significativas a $P < 0,001$. Aunque se pueden observar ligeras diferencias, el resultado dio una MO potencialmente mineralizable más alto en la pila 4 ($50,44 \pm 1,97$), mientras que la pila 1 tenía el contenido más bajo de MO potencialmente mineralizable.

En las pilas 1 y 2 (preparadas con MS1) y la pila 4 (preparada con MS2), todas preparadas al 70% de AD, la constante K alcanzó valores muy similares que fueron más altos que los de las pilas preparadas con AS.

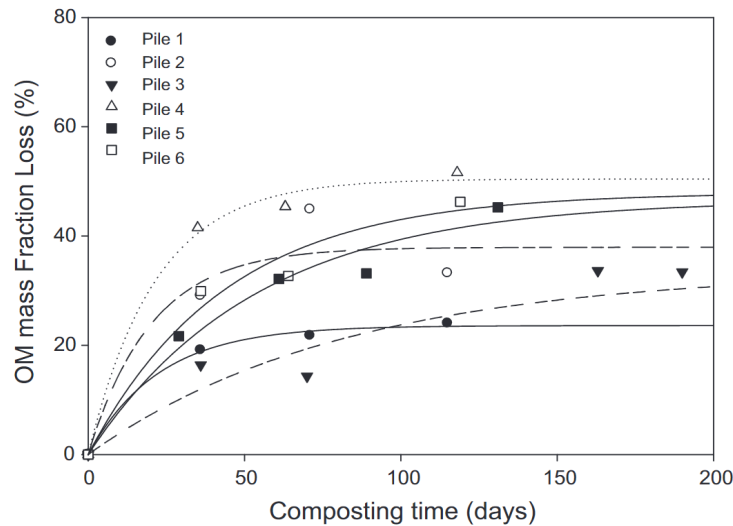


Fig. 3.2.3. Pérdidas de materia orgánica (MO) (%) en las pilas de compostaje estudiadas. Las líneas representan el ajuste de curvas. MS: lodo de EDAR; AD: biomasa de *Arundo donax*; AS: lodo de EDARI. Pila 1: 39% MS1 + 61% AD; Pila 2: 32% MS1 + 68% AD; Pila 3: 60% MS2 + 40% AD; Pila 4: 30% MS2 + 70% AD; Pila 5: 30% AS1 + 70% AD; Pila 6: 20% AS2 + 80% AD.

Pila 1: A= 23,60(0,69), K=0,0444 (0,0059), RMS= 0,59, SEE=0,73, F= 665

Pila 2: A= 38,68(6,17), K=0,0469 (0,0359), RMS= 45,83, SEE=6,76, F= 21,8

Pila 3: A= 42,69(13,3), K=0,0084 (0,0051), RMS= 17,6, SEE=4,19, F= 43,1

Pila 4: A= 50,44(1,97), K=0,0463 (0,0080), RMS= 4,24, SEE=2,06, F= 386

Pila 5: A= 46,60(6,04), K=0,0186 (0,0057), RMS= 11,07, SEE=3,32, F= 101

Pila 6: A= 47,93(6,4), K=0,0228 (0,0077), RMS= 14,21, SEE=3,77, F= 78,2

Analizando la evolución de la MO, los valores de la MO potencialmente mineralizables (A) obtenidas del modelo cinético estaban dentro del rango demostrado por otros estudios que utilizaron lodo de aguas residuales urbanas (Banegas et al., 2007) o lodo agroalimentario (Morales et al., 2016). Sin embargo, en general, los valores de la constante K fueron menores que los encontrados por Morales et al., (2016) durante un proceso de compostaje en termo-compresor (350 L). Esto podría deberse al tamaño de la pila, ya que una pila mayor tiene un área de superficie específica más baja (Fükely y Benedek, 2010) y por tanto es menos eficiente en la transferencia de oxígeno. En los procesos de compostaje ya estudiados las pérdidas más altas de MO fueron mayores que los demostrados por Morales et al., (2016).

El descenso más bajo en la concentración de MO fue encontrado al final de la fase bio-oxidativa, durante la maduración, lo que indica la estabilidad de la MO restante en los compost. En general, proporciones crecientes de AD produjeron incrementos en el parámetro A y en la constante K, lo que podría indicar un proceso de compostaje más progresivo y estable. El AD reguló de manera más efectiva el exceso de humedad en AS, proporcionando una estructura física adecuada en la pila de compostaje debido a su composición fibrosa.

Evolución de las propiedades clave durante el compostaje

En las mezclas iniciales el pH varió de 5,64 en la pila número 2 a 7,62 en la pila número 5 (Tabla 3.2.5.), mostrando el pH una tendencia similar en todas las pilas a lo largo de todo el proceso de compostaje. Al final del compostaje, las pilas preparadas con MS1 (estabilizadas aeróbicamente) presentaron el menor valor de pH, 5,60 y 5,72 (pilas 1 y 2) y las pilas con MS2 (estabilizadas anaeróbicamente) o AS alcanzaron valores finales de pH cercanos a la neutralidad. Los valores iniciales de CE fueron superiores a 3 dS/m en todas las pilas, que van desde 3,05 dS/m y 3,55 dS/m en las pilas 1 y 3, respectivamente. Durante la fase biooxidativa, todas las pilas mostraron un aumento de la CE, mientras que en la fase de madurez se observó una reducción en el contenido de sales solubles en todas las pilas, excepto en la mezcla preparada con MS2 + AD. Las relaciones iniciales de C/N de las pilas fueron bastante diferentes; con valores bajos para las pilas 1, 2 y 3 ($C/N < 13$) y valores moderadamente equilibrados para el resto. La relación C/N tendió a disminuir durante el compostaje, con valores similares (9,8-14,2) en todos los escenarios.

En cuanto al contenido de N, P, K durante los procesos de compostaje, se observaron diferentes patrones de evolución. Las pilas 1 y 2, preparadas con MS1, y la pila 3, con MS2, mostraron pérdidas en la concentración de N durante el proceso, independientemente de la proporción de AD en la mezcla. El promedio de pérdida de N fue del 11,2%, que fue observado principalmente al comienzo del proceso. Las pilas 5 y 6, preparadas con AS, mostraron un aumento del contenido de NT al final del proceso, al igual que la pila 4. Los contenidos de P y K presentaron aumentos significativos en todas las pilas, siendo mayor en las pilas con una proporción inicial más alta de AD. En términos de los efectos de concentración de los nutrientes, la pila 4 fue la mezcla más eficiente de N y P con incrementos del 59% y 160% respectivamente; mientras que el K, en la pila 5 (69% de incremento) fue la más eficiente.

Tabla 3.2.5. Evolución de las principales propiedades fisicoquímicas y químicas de las mezclas de compostaje.

Etapas del compostaje	pH	CE(dS/cm)	COT/NT	COT(%)	NT(%)	P(g/kg)	K(g/kg)
<u>Pila 1: 39% MS1+ 61% AD</u>							
Inicio	5,73c	3,55a	11,4d	23,4d	2,06ab	8,5a	9,1a
Fase termófila	5,70c	4,52c	10,5c	22,0c	2,12b	-	-
Final de la fase bio-oxidativa	5,43a	5,77c	9,0a	21,9b	2,43c	-	-
Madurez	5,60b	3,70b	9,8b	18,5a	1,89a	9,8b	9,3a
<i>F-anova</i>	***	***	***	***	**	***	NS
<u>Pila 2: 32% MS1+ 68% AD</u>							
Inicio	5,64b	3,21b	12,3c	23,9c	1,95b	6,7a	9,4b
Fase termófila	5,58b	3,65c	11,8b	19,1b	1,62a	-	-
Final de la fase bio-oxidativa	5,44a	4,73d	10,7a	18,0a	1,67a	-	-
Madurez	5,72c	2,87 ^a	11,2ab	17,7a	1,59a	9,3b	8,3a
<i>F-anova</i>	**	***	***	***	***	***	**
<u>Pila 3: 60% MS2+ 40% AD</u>							
Inicio	6,57a	3,05c	12,7c	30,7d	2,45b	15,3a	6,8a
Fase termófila	6,72b	2,95b	12,6c	28,6c	2,28a	-	-
Final de la fase bio-oxidativa	6,71b	2,91b	10,9b	25,9b	2,37ab	-	-
Madurez	6,81c	2,48a	10,2a	22,4a	2,24a	19,9b	8,9b
<i>F-anova</i>	**	***	***	***	*	***	***
<u>Pila 4: 30% MS2+ 70% AD</u>							
Inicio	6,81b	3,21a	31,6c	35,5c	1,13a	4,1a	9,0a
Fase termófila	6,80b	5,03d	14,9b	26,0b	1,75b	-	-
Final de la fase bio-oxidativa	6,80b	4,84c	12,0a	23,2a	1,94c	-	-
Madurez	6,70a	3,44b	12,4a	22,3a	1,80b	10,8b	10,6b
<i>F-anova</i>	**	***	***	***	***	***	**
<u>Pila 5: 30% AS1+ 70% AD</u>							
Inicio	7,62c	3,54a	23,5c	38,5c	1,64a	2,75a	9,3a
Fase termófila	7,63c	4,55b	17,4b	36,9b	2,12b	-	-
Final de la fase bio-oxidativa	7,52b	5,21c	14,8a	35,2a	2,38c	-	-
Madurez	7,43a	5,42d	14,2a	34,9a	2,46d	4,89b	15,7b
<i>F-anova</i>	**	***	***	***	**	***	***
<u>Pila 6: 20% AS2+ 80% AD</u>							
Inicio	6,34a	3,51a	21,7c	37,8c	1,75a	3,6a	9,0a
Fase termófila	6,89b	4,04b	15,6b	29,4b	1,88ab	-	-
Final de la fase bio-oxidativa	7,06c	4,03b	13,3a	25,6a	1,93b	-	-
Madurez	6,79b	3,45a	13,5a	24,8a	1,86ab	5,5b	12,1b
<i>F-anova</i>	***	***	***	***	*	***	***

*, **, ***: significación P < 0.05, 0.01, y 0.001, respectivamente; NS: no significativo. Los valores promedio en una columna seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes en P < 0.05 (test Tukey). Cw: carbono soluble en agua; MO: materia orgánica; MS: lodo de EDAR; AS: lodo de EDARI; AD: biomasa de *Arundo donax* L.

La evolución de NT durante el compostaje depende de varios procesos relacionados con la actividad microbiológica, tales como nitrificación/desnitrificación (Sánchez-Monedero et al., 2001) o inmovilización de N microbiano (Bernal et al., 1993); además de otros aspectos tales como la temperatura dentro de la pila (Sáez et al., 2017), los valores de pH en la mezcla (Bernal, 2008), o una correcta relación C/N (Fükley y Benedek, 2010). Las pilas 1 y 2, preparadas con MS1 y, la pila 3, preparada con MS2 mostraron pérdidas de nitrógeno, independientemente de la proporción de AD en la mezcla. Como hemos comentado anteriormente, la media de pérdida de N fue del 11,2%, lo que ocurrió principalmente al principio del proceso probablemente debido a la volatilización del amonio. Las pilas 5 y 6, preparadas con AS, mostraron un aumento en el contenido de NT, al igual que la pila 4, compuesta por el 30% de MS2 y 70% de AD sobre materia seca.

La evolución de los parámetros relevantes durante el compostaje reveló ligeras pérdidas de nitrógeno durante el proceso llevado a cabo con MS, principalmente al principio. Es probable que estas pérdidas iniciales fueran asociadas principalmente con la volatilización de NH₃, que puede ser mejorado por las altas temperaturas que suceden durante la fase termofílica (Bernal, 2008). Por el contrario, la concentración de nitrógeno aumentó en las pilas elaboradas con AS, debido al efecto de concentración causado por la degradación de MO, lo que produjo una pérdida de peso y volumen en la masa de compostaje (Bustamante et al., 2012; Morales et al., 2016).

Las concentraciones de los otros macronutrientes, P y K, aumentaron significativamente en todas las pilas como está descrito anteriormente. El efecto de concentración más alto sucedió en las pilas con la mayor concentración de AD; esto podría deberse a una mayor mineralización de MO en esta pila, que liberaron sales inorgánicas (Bernal et al., 2009). Los contenidos finales de N, P, K en los compost de MS fueron más bajos que los obtenidos en los estudios de co-compostaje que utilizaron lodos de aguas residuales como materia prima (Farrell y Jones, 2009; Doublet et al., 2011), mientras que las concentraciones de N, P, K en los compost elaborados con AS estaban cerca de los obtenidos por Morales et al., (2016) para el compostaje de lodos agroalimentarios con diferentes agentes estructurantes.

Evaluación de los procesos de compostaje en el potencial calentamiento global (GWP)

La tabla 3.2.6. muestra las estimaciones de GWP para los escenarios de compostaje estudiados. Los valores más altos de carbono orgánico total/sólidos volátiles (COT/VS) fueron encontrados en las pilas 4 y 6, con la mayor proporción de AD ($\geq 70\%$ sobre materia seca). La pila 1 mostró el valor más

bajo de sólidos volátiles (SV) y de factor de emisión de CO₂ (EF_{CO2}), que podría indicar una peor biodegradación de la mezcla de compostaje. El valor medio de pérdida de SV (25,7%) fue cercano al valor medio obtenido por Das et al., (1998) con un 23,5% para el compostaje de lodos y camas de pollos utilizando como agentes estructurantes corteza de árbol y arena.

Las emisiones de CH₄ y N₂O mostraron un patrón similar, alcanzando las pilas con una mayor proporción de lodos de depuradora (pilas 1 y 3) los valores de emisión más altos de ambos compuestos. Por lo tanto, las emisiones más altas de GEI expresadas como CO₂, fueron encontradas en la pila 3 debido principalmente a las emisiones más altas de CH₄ y N₂O. Por otra parte, la mezcla de compostaje preparado con MS presentó un GWP más alto que las mezclas preparadas con AS. Además, el incremento de porcentaje de AD beneficia la reducción de GWP. Las pilas elaboradas con AS tuvieron una menor producción de CO₂.

Tabla 3.2.6. Estimación de las emisiones de gases durante el proceso.

Pilas	COT/SV	Pérdida SV (%)	EF _{CO2}	CO ₂ (kg)	CH ₄ (kg)	N ₂ O (kg)	GWP (kg CO ₂ eq)
<i>Pila 1: 39% MS1+ 61% AD</i>	0,511	20,6	0,387	761	28,3	2,12	2068
<i>Pila 2: 32% MS1+ 68% AD</i>	0,505	23,7	0,439	865	25,1	1,88	2024
<i>Pila 3: 60% MS2+ 40% AD</i>	0,527	23,6	0,455	983	38,5	2,89	2763
<i>Pila 4: 30% MS2+ 70% AD</i>	0,578	30,2	0,640	983	21,3	1,60	1970
<i>Pila 5: 30% AS1+ 70% AD</i>	0,490	25,1	0,451	597	22,9	1,72	1658
<i>Pila 6: 20% AS2+ 80% AD</i>	0,576	30,9	0,652	671	16,8	1,26	1449

COT: carbono orgánico total; SV: sólidos volátiles; EF: factor e emisión; GWP: potencial calentamiento global; MS: lodo de EDAR; AD: biomasa de *Arundo donax* L.; AS: lodo de EDARI.

En referencia a la estimación GWP, el valor medio COT/SV (0,53) estuvo cerca del obtenido por Zhang et al., (2007) para una amplia variedad de residuos de ganado (0,55). En nuestro estudio, el mismo porcentaje de AD mostró valores más bajos de COT/SV en las mezclas AS/AD debido al alto contenido de SV en las pilas de AS, lo que se refleja en unas bajas emisiones de CO₂ en estas pilas. Las pilas con la mayor proporción de AD (pilas 4 y 6) mostraron las mayores pérdidas de SV, lo que indica una gran biodegradabilidad probablemente debido a la naturaleza de AD. El metano se forma en sitios anaeróbicos dentro de las pilas de compostaje, pero la actividad microbiótica aeróbica puede oxidar una gran proporción de CH₄ o CO₂ antes de ser liberado a la atmósfera (Jäckel et al., 2005). El proceso biológico nitrificación/desnitrificación libera NO₂ como subproducto (Sánchez Monedero et al., 2010). La mayor contribución del proceso de compostaje a las emisiones GEI surge de las emisiones directas durante la descomposición de MO. Otros procesos como la recogida y transporte de los residuos, infraestructuras, producción de materiales auxiliares y consumo de

energía contribuyen significativamente menos (Saer et al., 2013). La pila 3, con mayor proporción de lodos aumentó la densidad de la mezcla y el contenido neto de MO lo que conlleva las emisiones más altas de CH₄ y NO₂.

Numerosas estrategias de gestión para mitigar las emisiones de GEI durante el compostaje han sido investigadas; por ejemplo, el uso de aditivos (biochar, ceolita, estruvita, etc.) (Fukumoto et al., 2011; Awasthi et al., 2016), y de volteos periódicos que modifican la distribución espacial y temporal de O₂ (Petersen y Sommer, 2011) así como, el uso de agentes estructurantes (Santos et al., 2016). Sin embargo, tales prácticas deben ser realizadas cuidadosamente porque las estrategias específicas pueden fomentar la liberación de otros gases de efecto invernadero (Sáenz-Cobena et al., 2017).

El aumento en la proporción de AD en las mezclas parece ser una herramienta valiosa para la mitigación de GEI. Pardo et al., (2015) también obtuvo una reducción en la emisión de GEI durante el compostaje con un aumento en las proporciones de agentes estructurantes a través de la mejora de la estructura de la pila, lo que mejora el suministro de O₂ dentro de los materiales residuales. Las directrices de IPCC aplican el mismo factor de emisión para diferentes métodos de compostaje (por ejemplo, hileras fijas, hileras móviles, sistemas de aireación forzados) y para diferentes temperaturas medias anuales en el área estudiada, aunque se ha demostrado que estos factores influyen en la producción y liberación de CH₄ y N₂O (Pardo et al., 2015). Por tanto, las directrices de IPCC requieren el desarrollo de factores de emisiones específicos con el fin de mejorar la estimación del GWP para el tratamiento biológico de este tipo de residuo orgánico.

3.2.3.2. Evaluación del producto

Propiedades físicas y físico-químicas de los compost maduros

La relación capacidad de intercambio catiónico (CIC) y la relación CIC/COT fue similar en todas las pilas (valores medios de 110 meq/100 g MOT y 2,05 meq/g COT, respectivamente) excepto la pila 3 (significativamente más alta) y la pila 6 (significativamente más baja) (Tabla 3.2.6). El Índice de Germinación (IG) mostró grandes diferencias entre los compost obtenidos; todos los compost alcanzaron valores superiores al valor mínimo aceptable del 50%, pero los compost 1, 4 y 5 tenían valores de germinación más altos que en el test de control (100%); mientras que los compost 2, 3 y 6 tenían valores cercanos al 50%.

En comparación con los valores de rango propuestos para un sustrato ideal para un cultivo sin suelo (Tabla 3.2.7.), en general, todos los compost cumplieron con los valores de referencia (Abad et al., 2001), excepto para el espacio total de poros (ETP); para este parámetro, los compost 1, 2 y 3 presentaron valores más bajos, pero cerca del valor recomendado. Además, los compost con valores más bajos de ETP tenían los valores más altos de capacidad de retención de agua (CRA), aunque en todos los casos los valores fueron más bajos que el valor de referencia. En contraste, el compost 5 presentó el valor más alto tanto de capacidad de retención de agua y de espacio total de poros. La capacidad de aireación (CA) pareció aumentar con la de cantidad de AD en la mezcla, alcanzando valores dentro del rango ideal propuesto para todos los compost.

Tabla 3.2.7. Parámetros de calidad y propiedades físicas de los compost obtenidos (en peso seco).

Compost parámetros	Valores óptimos	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4	Compost 5	Compost 6
<i>Contenidos de nutrientes</i>							
N (g/kg)		18,9	15,9	22,4	18,0	24,6	18,6
P (g/kg)		9,8	9,3	19,9	10,8	4,89	5,5
K (g/kg)		9,3	8,3	8,9	10,6	15,7	12,1
<i>Parámetros de madurez</i>							
CIC (meq/100 g MO)	>67 ^a	103	103	130	100	115	65
CIC/COT (meq/g COT)	>1,90 ^b	2,16	1,93	2,88	1,98	2,20	1,27
IG (%)	>50 ^c	113	55	66,4	131	107	72,3
<i>Propiedades físicas</i>							
	I.S. ^d						
Densidad aparente (g/cm ³)	≤0,40	0,32	0,35	0,37	0,27	0,18	0,24
Espacio total de poros (%)	>85	84,4	83,7	81,3	87,1	89,7	88,6
Contracción (%)	<30	11,6	13,6	11,9	8,0	14,0	7,7
CRA (mL H ₂ O/L)	550–800	381	407	445	317	455	353
Capacidad de aireación (%)	20–30	46,3	43,0	36,8	55,3	44,2	53,3

CIC: capacidad de intercambio catiónico; COT: carbono orgánico total; GI: índice de germinación; CRA: capacidad de retención de agua. ^a Valor límite según Iglesias Jiménez et al. (1992a). ^b Valor límite según Iglesias Jiménez et al. (1992b). ^c Valor límite según Zucconi et al. (1981). ^d Ideal sustrato según Abad et al. (2001).

La humificación durante el compostaje, especialmente durante la etapa de madurez, conduce a la formación de grupos funcionales responsables de la capacidad de intercambio catiónico (CIC). Diferentes parámetros han sido considerados para evaluar la madurez del compost (Komilis, 2015;

Young et al., 2016), tales como CIC, CIC/TOC y el índice de germinación (IG). Estos parámetros alcanzaron en todas las pilas valores más altos que aquellos establecidos por diferentes autores (Iglesias Jiménez et al., 1992a, 1992b; Zucconi et al., 1981) como indicativo de la madurez del compost que demuestra la humificación de MO y ausencia de compuestos fitotóxicos. Sin embargo, algunos de estos parámetros, especialmente el índice de germinación, difirió ampliamente entre los compost obtenidos, indicando que las sustancias fitotóxicas inicialmente presentes en los lodos aeróbicos y anaeróbicos desaparecieron durante el compostaje o perdieron su efecto negativo cuando una proporción de al menos el 40% de AD fue utilizada en la mezcla.

En cuanto a las características físicas, todos los compost mostraron valores de estos parámetros similares a aquellos referenciado para un sustrato ideal, excepto ETP y CRA. Valores ETP y CRA más bajos que aquellos del rango de referencia fueron obtenidos por Bustamante et al., (2008) en los compost producidos de residuos de destilería y destinados a la producción de plantas de semillero. Así, los compost 5 y 6 tuvieron los valores ETP mayores, lo que sugiere que los compost finales presentan partículas de mayor tamaño, lo que puede implicar una descomposición más pobre, tal y como se describe anteriormente, de biomasa de AD durante los volteos. Bustamante et al., (2008) obtuvo, en un experimento de compost de residuos de destilería de licores como componentes de crecimiento, que una mayor proporción de partículas de tamaño >1 mm pueden producir valores más altos de CA. Debido al gran espacio de aire y baja contracción, estos compost requerirían una gestión integral del contenido de humedad cuando fueran usados como sustratos.

Contenido de nutrientes y valor económico de mercado

Los contenidos de nitrógeno total en los compost finales fueron similares (Tabla 3.2.7.). Sin embargo, los compost derivados de MS tenían contenidos más altos de fósforo que aquellos preparados con AS. Para el potasio la proporción de AD pareció no tener influencia, los compost preparados con AS tienen valores más altos que los derivados de MS. Los valores medios en unidades fertilizantes para todos los escenarios de compostaje fueron N-1,5%, P₂O₅-2,1% y K₂O-0.9% indicando enmiendas orgánicas balanceadas.

En referencia a los valores económicos estimados de los compost, no se encontraron diferencias significativas en el valor económico integrado NPK, excepto en el compost de la pila 3. Los compost derivados de MS alcanzaron valores mejores de mercado que aquellos producidos utilizando AS, debido principalmente a su contenido total de fósforo, del 70% al 80% del valor total.

Tabla 3.2.8. Valor económico estimado de cada compost considerando el contenido de nutrientes NPK (€/t, expresados como N, P₂O₅, y K₂O).

Nutrientes	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4	Compost 5	Compost 6	Media
N Total	6,3	5,3	7,5	6,0	8,2	6,2	6,6
P ₂ O ₅	25,0	23,8	50,8	27,6	12,5	14,1	25,6
K ₂ O	3,4	3,0	3,3	3,9	5,8	4,4	3,9
Valor total NPK	34,8	32,1	61,6	37,5	26,5	24,7	36,2

^a El valor de las concentraciones de nutrientes se ha determinado considerando un 25% de peso fresco en los compost.

El uso del compost como enmienda del suelo o fertilizante orgánico para aplicaciones agrícolas sigue siendo la columna vertebral del mercado de compost consolidado en varios países. El uso agronómico de los compost de residuos orgánicos ha sido propuesto como una metodología beneficiosa para el medio ambiente, que mantiene los nutrientes en el sistema planta-suelo (Bustamante et al., 2008), y la cuantificación del valor económico de los compost en términos de nutrientes y sustancias húmicas debería ayudar a su comercialización. Los valores económicos estudiados de los compost preparados con diferentes materias primas varían mucho, oscilando desde 24,7 a 61,6 €/t para el compost con una proporción más baja de AD y el compost con 80% de AD respectivamente. Jara-Samaniego et al. (2017) obtuvo estimaciones económicas similares a nuestros resultados, siendo el P alrededor del 50% del valor total. Con respecto al NT, encontramos pequeñas diferencias entre los compost obtenidos. Las pilas con una mayor proporción de MS tuvieron un contenido más alto de NT en la etapa inicial del proceso, pero mostró mayores pérdidas de nitrógeno durante el compostaje. Con respecto al K, la proporción de AD no pareció influir en su contenido, pero, los compost elaborados con AS podrían ser utilizados para producir fertilizantes especialmente enriquecidos en K. El valor medio de nutrientes expresado en unidades fertilizantes, en nuestro estudio (N-1,5%, P₂O₅-2,1%, K₂O-0,9%) muestra una enmienda orgánica balanceada, demostrando el papel de AD como agente estructurante.

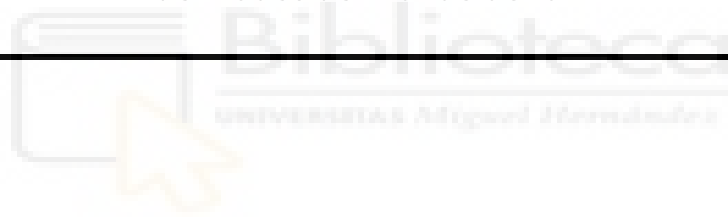
3.2.4. Conclusiones

El uso de *Arundo donax* L. como un ingrediente significativo en diferentes procesos de co-compostaje de lodos de aguas residuales y de industrias agroalimentarias ha sido demostrado, con una directa correlación entre los incrementos en el porcentaje de AD en la mezcla de compostaje y la mejora de las condiciones bio-oxidativas.

Además, el empleo de altas proporciones de AD (del 70% al 80% sobre materia seca) podría constituir una estrategia eficiente para mitigar la emisión de gases de efecto invernadero durante el proceso de compostaje de residuos de aguas residuales urbanas y de las empresas agroalimentarias. Los procesos de compostaje estudiados alcanzaron los estadios de calidad y desinfección testados. Aunque sus propiedades dependieron según el origen de los lodos usados; los valores medios (%) de las unidades fertilizantes (N-P₂O₅-K₂O: 1,5-2,1-0,9) muestran un fertilizante orgánico balanceado con un valor medio de mercado de 36,2 €/t, considerando el contenido total NPK, particularmente debido al contenido de P.



3.3. Experimento 3: validación agronómica de compost derivados de *Arundo donax* L.



3.3. Experimento 3: validación agronómica de compost derivados de *Arundo donax* L.

3.3.1. Introducción

Este experimento está orientado a la consecución del **Objetivo 2.2.3. Validación agronómica de los compost derivados de *Arundo donax* en cultivos intensivos**, y en concreto queremos analizar la eficiencia fertilizante de estos materiales compostados en el Experimento 2, en comparación con otros escenarios de fertilización en un entorno específico de agricultura intensivista, como es el cultivo de hortalizas de hoja y en concreto la espinaca.

La producción de verduras de hoja ha aumentado en todo el mundo en las últimas dos décadas (FAOSTAT, 2019), principalmente como respuesta al crecimiento de la población y a los cambios en los patrones de dieta. España es uno de los países más productivos del mundo con una producción total de 60,8 kt en 2014 y un promedio de 19,0 t ha⁻¹, superior a la media de la UE (17,4 t ha⁻¹; FAOSTAT, 2017). La producción agrícola de hortalizas de hoja en los países mediterráneos tiene como objetivo lograr altos rendimientos sin desencadenar un aumento en el contenido de nitratos en partes comestibles. Esto implica una gestión ajustada de nutrientes, especialmente de N, en sistemas hortícolas de regadío en condiciones semiáridas. Estos sistemas agrícolas son muy relevantes en el Sureste español desde una perspectiva económica. Sin embargo, la gestión de los fertilizantes nitrogenados, generalmente aplicados en grandes cantidades (150-250 kg N/ha), podría desencadenar liberación de N reactivo en el medio ambiente. El uso de nuevas formas de fertilización puede permitir alcanzar este objetivo, pero también deben ayudar a disminuir los impactos sobre el medio ambiente haciendo neutro el impacto de la huella de C en los sistemas hortícolas favoreciendo el stock de C en el suelo y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI).

Por otro lado, el consumidor cada año muestra una mayor preocupación por los alimentos que consume, buscando alimentos más saludables y funcionales que incorporen propiedades de alto valor añadido. Un ejemplo lo tenemos en las hojas de espinaca que contienen importantes sustancias bioactivas como compuestos fenólicos, carotenoides, aminoácidos, etc. También es importante indicar que la presencia de niveles altos de nitratos (NO₃⁻) en tejidos de cultivos hortícolas de hoja pueden inducir importantes problemas de salud debido al efecto de la conversión de NO₃⁻ de origen vegetal en nitrito productor de metahemoglobina (NO₂⁻) después de ser ingerido. En el caso particular de la espinaca, el límite establecido en la Comisión de la UE es de <3500 mg NO₃⁻ kg⁻¹ f.w (EFSA, 2008 y RUE, 2011).

Como objetivo principal se debe buscar un equilibrio, empleando buenas prácticas agronómicas que conlleven una sostenibilidad ambiental en la explotación de sistemas de cultivos, disminuyendo los aportes de nitrógeno a la planta que incidan directamente en unos menores contenidos de nitratos en las partes comestibles, mejorando los contenidos de nutrientes y las propiedades de valor añadido en los diferentes cultivos de hortalizas.

Una amplia gama de materiales orgánicos, en fresco o estabilizados (denominadas como enmiendas, fertilizantes o biofertilizantes) están disponibles hoy en día en el mercado con una proyección de crecimiento teniendo en cuenta el próximo paquete legislativo de la UE sobre economía circular (UE, 2016) para promover y armonizar el uso de productos fertilizantes de fuentes orgánicas o materias primas secundarias. Debe llevarse a cabo una evaluación integrada del potencial de las diferentes estrategias de fertilización orgánica para las hortalizas de hoja que incluya los aspectos agronómicos, los ambientales y los económicos en el camino hacia una agricultura sostenible.

En este experimento se ha desarrollado el estudio comparando diferentes actuaciones de fertilización orgánica (incluyendo un compost derivado de *Arundo donax* L. desarrollado en el Experimento 2) en la producción comercial de espinaca (*Spinacia oleracea* L.) frente a la fertilización inorgánica usualmente utilizada (abonos NPK con y sin liberación lenta), dosificados a 150 kg N/ha; analizando su efecto en el secuestro de C en el suelo y las emisiones de gases GEI durante el cultivo. También se incluyen aspectos relacionados con la calidad alimentaria como son: 1) la riqueza nutricional; 2) contenido de nitratos en hoja; 3) actividades de alto valor añadido y potencial antioxidante global (GAE, TEAC y FRAP); aplicados en un escenario de fertilización normalizada de 150 kg N/ha.

3.3.2. Material y métodos

El trabajo de campo de este experimento se realizó en Librilla (Murcia) en la primavera de 2016 en una explotación comercial de la empresa Hermanos Lucas S.L (N 37° 53' 16"; 37°55'01.9" N 1°17'16.8" W; 180 m.s.n) sobre un suelo calcaric fluvisol (FAO, 2015).



Figura 3.3.1. Parcela experimental en Librilla (Murcia).

Las principales características del suelo se muestran en la tabla 3.3.1:

Tabla 3.3.1. Características principales del suelo utilizando en este experimento.

Parámetro	Unidades	Valor
Textura		Franco arcillosa
Arena	%	26,9± 1,5
Limo	%	36,8± 2,0
Arcilla	%	36,3 ± 2,3
Color	Escala Munsell	10YR 7/3 marrón claro
Carbono orgánico del suelo (COS)	%	0,59 ± 0,02
Carbonato total equivalente	%	46,8 ± 0,8
Carbonato activo	%	17,3 ± 0,8
N total	%	0,077 ± 0,002
N-NO ₃ ⁻	mg kg ⁻¹	45 ± 2
pH	Ud pH	8,37 ± 0,05
Conductividad eléctrica (CE),	dS m ⁻¹	0,47 ± 0,02
Densidad aparente	kg m ⁻³	1,44 ± 0,05
Capacidad de intercambio de cationes	meq 100g ⁻¹	13,9 ± 0,2
Capacidad de retención de agua	g kg ⁻¹	301

Las condiciones climáticas durante el periodo de ensayo (61 días) fueron adquiridas a partir de una estación del SIAM-IMIDA (Murcia) ubicada en la propia parcela. Las condiciones fueron: temperatura media 17,2°C; Rango de temperaturas de 23,2°C a 10,9°C; Humedad relativa promedio 46,75%; Precipitaciones totales en el periodo de ensayo 62,47 Lm⁻² (8 eventos de lluvia). El clima de esta zona se clasifica como semiárido cálido.

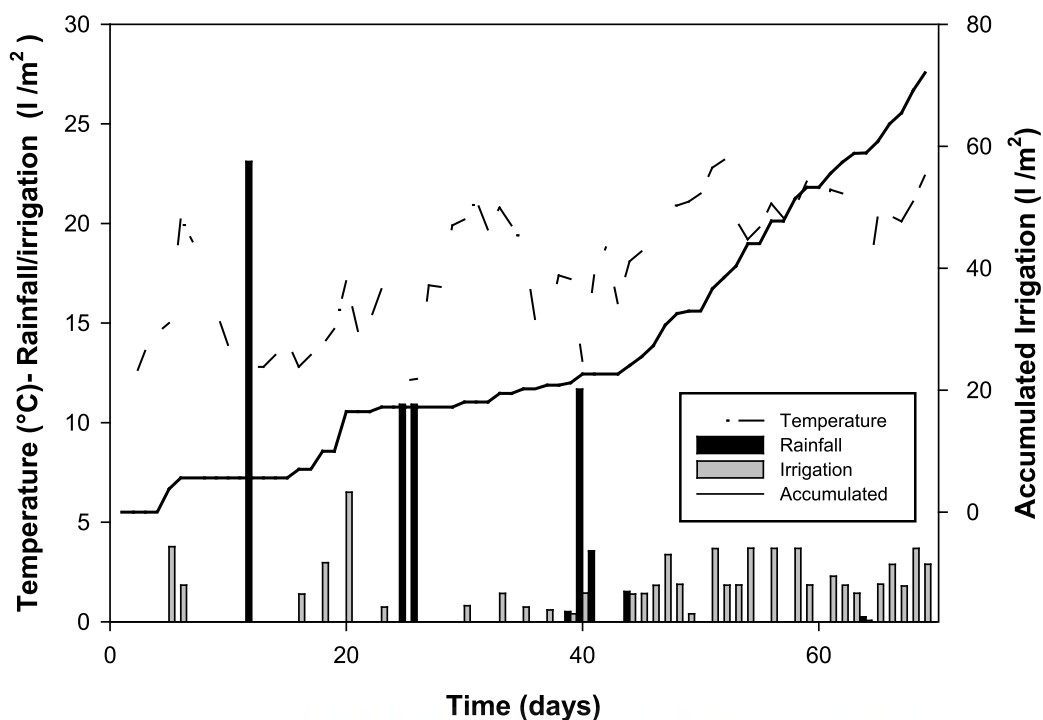


Figura 3.3.2. Precipitación, temperatura e irrigación en el periodo de estudio.

Diseño experimental

Se aplicaron 5 tratamientos de fertilización (0-10 cm de profundidad), así como un tratamiento control sin fertilizar:

Fertilizantes inorgánicos:

- NOLI, fertilizante NPK FU 15-15-15
- LI-1, fertilizante de liberación lenta marca Nutricote ©;

Fertilizantes orgánicos:

- AD, Compost binario Lodo + *Arundo donax* L. (30%+70% sobre materia seca)
- PV, Vermicompost en formato de pellets
- COM, fertilizante orgánico-mineral Venus Bitop de Medifer ©

Tabla 3.3.2. Características de los fertilizantes usados en el experimento.

Parameters	NOLI*	LI-1*		COM*	PV*	AD
Humedad (g kg ⁻¹)	0	0		0	24,9	30,4
pH (H ₂ O)	7,25	5,05		10,1	8,02	6,67
CE (dS m ⁻¹)	74	62,1		11	3,57	3,4
C orgánico total (g kg ⁻¹)	0	0		232	176	225
N total (g kg ⁻¹)	150	150		40	13,8	21,2
N-NO ₃ ⁻ (g N kg ⁻¹)	20	76		-	0,76	0,70
N-NH ₄ ⁻ (g N kg ⁻¹)	130	74		16	0,02	0,09
C:N ratio	-	-		5,8	12,8	10,6
CCC (meq/100g MO)	--	--		--	--	99,6
CCC/Cot (meq/g TOC)	--	--		--	--	2
Indice germinación (%)	--	--		--	--	120
P (g kg ⁻¹)	65,5	39,2		30,5	12,1	12,6
Na (g kg ⁻¹)	125	86,3		58,1	12,9	9,5
K (g kg ⁻¹)	12,4	11,1		11,8	8,4	3,4

*Productos comerciales

Los fertilizantes inorgánicos se caracterizan por su elevada concentración de nutrientes primarios NPK, pero también la elevada presencia de sales solubles y Na. El contenido orgánico es nulo, la principal diferencia radica en la mayor presencia de amonio en el fertilizante NOLI frente a LI-1, que además tiene un formato de liberación lenta que debe permitir una mayor eficiencia frente a NOLI.

Respecto a los fertilizantes orgánicos, el compost desarrollado dentro de esta tesis y derivado del uso de AD como ingrediente significativo junto a lodo de depuradora, hemos de destacar que presenta un pH levemente ácido frente al resto de fertilizantes orgánicos, el menor contenido absoluto salino y del ión Na⁺. En contenidos de P se sitúa de forma similar al vermicompost pelletizado y los contenidos de K son inferiores al resto de fertilizantes, probablemente debido a que los ingredientes Lodo y AD no son especialmente ricos en este macroelemento. Al realizarse la aplicación en base a la dosificación de N a 150Kg N total/ha, la entrada de los materiales orgánicos se da en mayor cantidad que los inorgánicos, generando una entrada también significativa de materia orgánica de forma asociada a la dosificación establecida.

Como cultivo utilizado, se cultivó espinaca (*Spinacia oleracea* L., var Shrike RZ F1 con resistencia a *Peronospora farinose* f.sp. *Spinaciae*) mediante siembra mecánica.

Desarrollo experimental

Como hemos comentado, la tasa de aplicación de N en el cultivo se normalizó a $150 \text{ kg de N ha}^{-1}$ total adecuando a este parámetro la dosificación de cada material. Se estableció un diseño de bloques aleatorio al azar con cuatro réplicas por cada uno de los 6 tratamientos (control y 5 tratamientos de fertilización) en parcelas pequeñas ($2 \text{ m} \times 10 \text{ m}$). Cada tratamiento se incorporó en los primeros 10 cm de cada parcela mediante rastrillado. Al cabo de 7 días se estableció el cultivo (27 de febrero de 2016) mediante siembra directa, con una densidad vegetal de $150.000 \text{ plantas ha}^{-1}$, cosechadas el 27 de abril. Durante este período el riego con agua de pozo se aplicó utilizando goteros de 4 Lh^{-1} con un programa de riego de $111 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, con un riego acumulado de $2470 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Después del día 40 se incrementó la dosis de riego ($2,38 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) debido a las necesidades vegetales y climáticas.





Figura 3.3.3. Desarrollo experimental.

Las principales características del agua de riego fueron pH: $8,64 \pm 0,02$; CE: $2,96 \pm 0,05 \text{ dSm}^{-1}$; Na, $0,24 \pm 0,02 \text{ gL}^{-1}$. Según las directrices de Ayers y Westcot (1994), puede producirse un riesgo moderado-alto de salinización, sin riesgos de infiltración debido a la relación Na frente a Ca-Mg. El control de plagas se hizo de acuerdo con las normas de control integradas, incluyendo *Bacillus thuringiensis* y Lambda cihalotrin para lepidoptera, Acetamiprid para pulgón (*Aphis sp.*) y Propamocarb + Fosetil para mildiu (*Peronospora farinosa*).

Análisis de suelo y plantas

El efecto de los tratamientos sobre las propiedades fisicoquímicas, químicas y microbiológicas del suelo, así como el efecto residual de los tratamientos después de la cosecha (0 y 61 días después de la aplicación) se evaluó mediante la recogida de muestras de suelo superior (20 cm de profundidad). Para cada réplica de cada tratamiento, se obtuvo una muestra de suelo compuesta combinando y mezclando 5 núcleos distribuidos espacialmente. Cada muestra de suelo se tamizó a 2 mm, después de la eliminación de vegetación, raíces y piedras más grandes, y se dividió en dos submuestras: una se almacenó a 4°C para la biomasa microbiana y las determinaciones de la respiración del suelo, mientras que la otra se secó al aire y se utilizó para las demás medidas. El pH y la conductividad eléctrica (CE) de las muestras de suelo se midieron en una proporción de 1:2.5 y 1:5 suelo: agua (p/v), respectivamente (Bustamante et al., 2007). El carbonato de calcio activo en el suelo se midió por valoración de 0,2 N extracto de oxalato de amonio (1:100 p/v) con 0,1 N KMnO_4 . La textura del suelo se midió mediante el método del densímetro Bouyoucos y el método orgánico oxidante C (Coxo) por el método modificado Walkley y Black (Yeomans y Bremner, 1989).

Se analizaron C orgánico (Corg) y las formas de N (Kjeldahl total, nitrato y nitrógeno amonio) en muestras de suelo de acuerdo con los métodos utilizados por Bustamante et al. (2007). El P disponible se determinó colorimétricamente por el método de Olsen et al. (1954). Las características fisicoquímicas y químicas de las modificaciones orgánicas utilizadas en el experimento se determinaron de acuerdo con los métodos descritos por Paredes et al. (2015). Todos los análisis fueron realizados por triplicado.

El rendimiento de los cultivos se determinó cortando y pesando toda la biomasa aérea de espinacas en cada submuestra. La materia seca se determinó secando muestras vegetales en horno a 45°C hasta un peso constante. La composición mineral de las plantas se determinó en el extracto de digestión HNO₃-HClO₄. El C y N en las muestras de tejido vegetal se determinaron en microanálisis elemental automático (EuroVector Elemental Analyser, Milano, Italia).

La extracción de nutrientes (N, P) y la fijación C en los tejidos aéreos vegetales se determinaron y expresaron como kg ha⁻¹. Los nitratos en hojas frescas se determinaron de acuerdo con el Reglamento de la Unión Europea (2006) y la Referencia Estándar EN12014-4:2005 (ENC, 2005).

Medida de gases de efecto invernadero

Durante el período experimental se llevó a cabo muestreo para flujos de GEI (CO₂, CH₄ y N₂O) (0, 1, 4, 7, 12, 19, 26, 33, 40, 47, 54 y 61 días). Para ello se utilizaron cámaras estáticas opacas (18,3L y 0,108 m²). Después del sellado, las muestras de gas se tomaron en los momentos 0, 30 y 60 minutos del espacio de la cabeza de cada cámara con jeringas de 80 ml equipadas con llave de cierre de 3 vías, y se transfirieron a viales preevacuados sellados con un septum de neopreno hermético a gas, apropiado para el análisis por cromatografía de gases (Abalos et al., 2013; Viguria et al., 2015).

Las muestras se tomaron al mismo intervalo de tiempo todos los días de muestreo (10-12 am) para minimizar cualquier efecto de la variación diurna en las emisiones. Las concentraciones de CO₂, CH₄ y N₂O en las muestras de gas se determinaron mediante cromatografía de gases, utilizando un cromatógrafo de gases HP-6890 (GC), Agilent Technologies (Barcelona, España).

Se usaron tres mezclas de gases comerciales y estandarizadas (rango alto: 1500 ± 7,50 ppm de CO₂, 10 ± 0,25 ppm CH₄, 2 ± 0,05 ppm N₂O; rango medio: 600 ± 5,50 ppm de CO₂, 5 ± 0,15 ppm CH₄ y 1,5 ± 0,03 ppm N₂O; rango bajo con 200 ± 1,00 ppm CO₂, 5 ± 0,15 ppm CH₄ y 1,5 ± 0,03 ppm N₂O; para obtener una curva estándar para cada gas (Sanz-Cobena et al., 2014).

Los flujos de emisión de gases N_2O , CH_4 y CO_2 se calcularon a partir del cambio en la concentración de cada gas en la cámara cerrada durante el período de 60 minutos. La linealidad de la difusión de gas en el espacio de la cabeza durante este período de cierre se determinó previamente, y cada flujo podría calcularse a partir de una única determinación al final del período de cierre considerando el volumen de la cámara y la superficie del suelo (Van Cleemput y Boeckx, 2005).

Las emisiones acumuladas de gases durante el período experimental se calcularon según lo propuesto por Menéndez et al. (2006), multiplicando el flujo medio de dos determinaciones sucesivas por la duración del período entre el muestreo y añadiendo esa cantidad al total acumulado. Se ha estimado el factor de emisión directo de N_2O teniendo en cuenta que esta estimación sólo se refiere al período experimental como en estudios similares (Sanz-Cobena et al., 2014; Recio et al., 2018), utilizando la ecuación propuesta por Velthof y Mosquera (2011), que está en línea con el método IPCC, y se refiere al N_2O -N emitido por N aplicado (%), que se calculó de la suma de la N_2O emitido (descontando las pérdidas N_2O del suelo de control).

El cálculo de las emisiones de N_2O escaladas al rendimiento se realizó según Van Groenigen et al. (2010), teniendo en cuenta la toma total de N por el cultivo y las emisiones acumulativas de N_2O y NO, respectivamente.

Análisis estadístico

Las determinaciones analíticas se hicieron por triplicado. Se realizaron análisis de varianza en $P < 0.05$ para todas las variables en el experimento (excepto las climáticas). Las diferencias entre los tratamientos se analizaron utilizando el contraste Tukey B ($P < 0.05$). El análisis de datos se llevó a cabo utilizando el paquete de software estadístico SPSS v. 21.0.

3.3.3. Resultados y discusión

3.3.3.1. Efecto de los tratamientos sobre el rendimiento comercial

Tabla 3.3.3. Rendimiento comercial obtenido en función de los tratamientos fertilizantes ensayados.

Tratamiento	Rendimiento (t/ha)	
	Peso fresco	Peso seco
Control (C)	32,2 a	2,24 a
FI NPK fert. FU 15-15-15 (NOLI)	41,7 ab	2,56 a
FI NPK con liberación lenta (L (LI-1)	42,7 ab	2,85 a
FO Fertilizante organo-mineral (COM)	47,8 b	3,87 b
FO Vermicompost pelletizado (PV)	46,7 b	3,81 b
FO Compost AD+Lodo 70/30 ms (AD)	39,5 ab	2,96 a
<i>F-anova y significación</i>	5,2**	8,0***

La producción de espinacas osciló entre 32,2 y 47,8 tn/ha, no existiendo diferencias significativas entre fertilización orgánica e inorgánica en general. Esos resultados son homologables a los obtenidos en manejo comercial intensivo pues de hecho el tratamiento LI-1 es el tratamiento usado comúnmente en estas fincas. Los fertilizantes orgánicos COM y PV mostraron los valores más altos estadísticamente en términos de producción respecto al control. La parcela sin fertilización (C) mostró resultados más bajos, pero estadísticamente similares a los resultados obtenidos por NOLI, Li-1 y AD, posiblemente debido a un efecto de fertilización residual (el fertilizante que quedó en exceso después del ciclo anterior de producción). De hecho, la agricultura intensiva utiliza fertilizantes de liberación lenta para respetar las leyes sanitarias que ponen un contenido máximo $3500 \text{ mg NO}_3^- \text{ kg}^{-1} \text{ f.w.}$ establecido en la Comisión UE para prevenir riesgos para la salud (Reglamento nº 1258/2011 de 2 de diciembre de 2011, EFSA, 2008). El uso de estos fertilizantes (como LI-1) explica el efecto de fertilización residual mostrado en las parcelas sin ninguna fertilización. No hay diferencias en rendimiento si comparamos la fertilización inorgánica con liberación lenta (LI-1) o no (NOLI) como se puede observar en la Tabla 3.3.3.

Sin embargo, el formato de pellets del vermicompost obtiene resultados homologables al fertilizante organo-mineral COM probablemente asociado a su naturaleza orgánica y a la ruptura/desagregación del pellet durante el cultivo que favorece un rendimiento elevado.

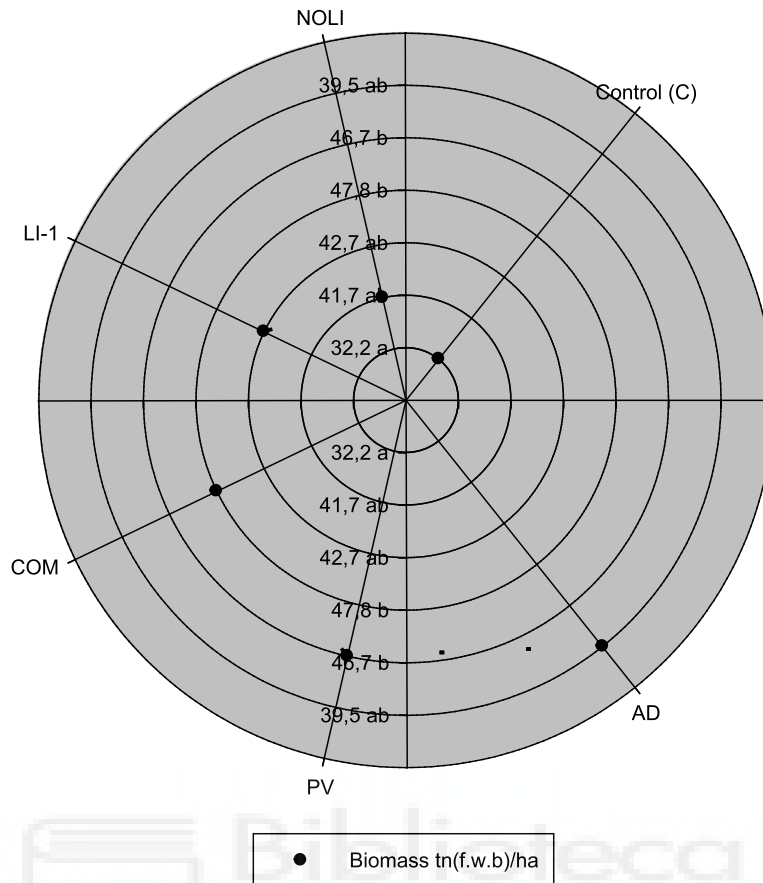


Figura 3.3.4. Producción de biomasa fresca en función de los tratamientos fertilizantes.

3.3.3.2. Efecto de la fertilización en el suelo y en el stock de C orgánico

Tabla 3.3.4. Evolución del pH y la conductividad eléctrica (CE) en los suelos tratados, a tiempo inicial y final del experimento.

Tratamiento	pH (H ₂ O)		CE (dS m ⁻¹)	
	0d	61d	0d	61d
Control (C)	8,08abc	7,96bcd	0,51a	0,80e
FI NPK fert. FU 15-15-15 (NOLI)	8,13bcd	7,81ab	0,96f	0,77de
FI NPK con liberación lenta (LI-1)	<u>7,81a</u>	<u>7,75a</u>	0,77e	1,01f
FO Fertilizante organo-mineral (COM)	8,38de	8,23de	0,60bc	0,61bc
FO Vermicompost pelletizado (PV)	8,30cde	8,21cde	0,70de	0,73cde
FO Compost AD+Lodo 70/30 ms (AD)	7,96ab	8,18cde	0,71de	0,77de
<i>F-anova y significación</i>	12***	2,9**	43***	21***

En el momento del establecimiento del experimento, a tiempo 0, la fertilización COM fue la que generó un pH más elevado y el tratamiento de Li-1 (8,38 y 7, 81) como el valor más bajo respectivamente. Estos tratamientos mantuvieron dicha condición de más alcalinizante y más acidificante a lo largo del experimento hasta el muestreo final.

Hemos de considerar que, en el rango de pH natural en estos suelos, pequeños descensos del pH como el inducido por LI-1 permiten mejorar significativamente la biodisponibilidad de algunos micronutrientes del suelo.

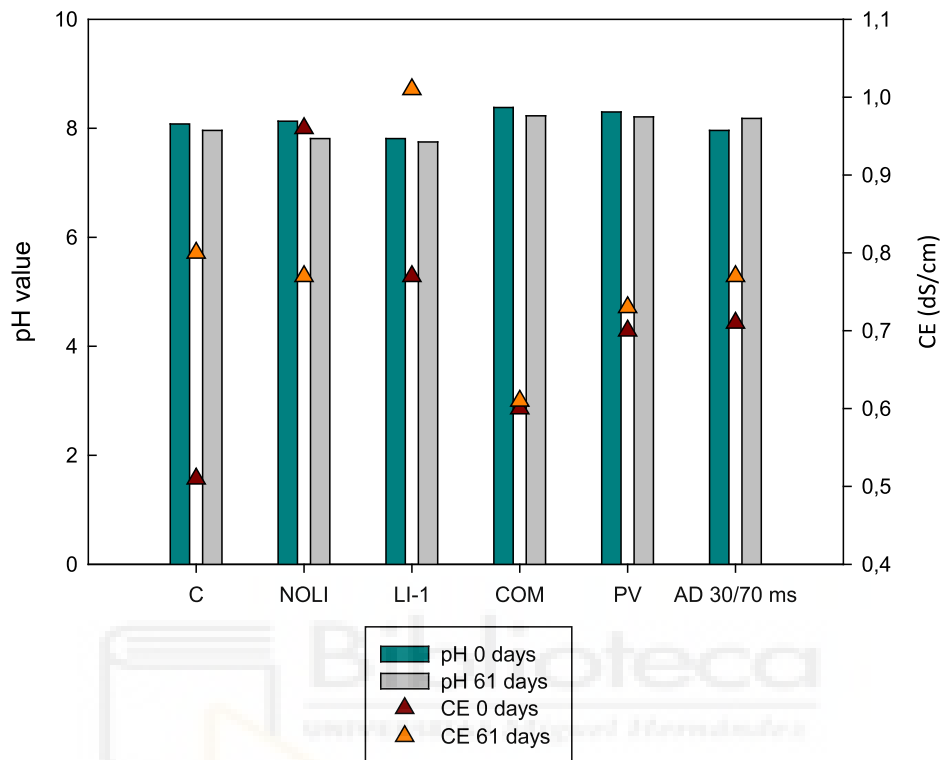


Figura 3.3.5. Evolución del pH y la conductividad eléctrica (CE) en los suelos tratados, a tiempo inicial y final del experimento.

La conductividad eléctrica (CE) está vinculada a la cantidad de sales disueltas en el suelo. El tratamiento más salinizante fue claramente NOLI, constituido por sales inorgánicas solubles, seguido de LI-1. Los fertilizantes orgánicos FO generan un incremento inicial moderado, aunque mayor que el control sin fertilizar. Se observa un mantenimiento o aumento de la salinidad con el transcurso del experimento en la mayoría de tratamientos excepto para NOLI ($t_0 = 0,96 \text{ dS m}^{-1}$ a $t_{61} = 0,77 \text{ dS m}^{-1}$). Esto nos parece indicar que los fertilizantes avanzados utilizados que incluyen materias orgánicas o sistemas de liberación lenta (recubrimiento) presente en Li-1 (Tabla 3.3.4) tienen un efecto de generación de sustancias inorgánicas (sales) a medio plazo. Para el caso del fertilizante inorgánico NOLI se da descenso salino probablemente asociado a pérdidas de estas sales ya sea por volatilización (nitrificación), lixiviación o absorción vegetal diferencial. Los incrementos de los fertilizantes orgánicos (FO) con el tiempo fueron menores con menor salinización residual al final del experimento.

Tabla 3.3.5. Evolución de parámetros estudiados en los suelos tratados, a tiempo inicial y final del experimento.

Tratamiento	NTK gN/kg		Nitratos mgN-NO ₃ ⁻ /kg		P asimilable mgP/kg	
	0d	61d	0d	61d	0d	61d
Control (C)	0,72a	0,73a	46a	20bcd	30a	28a
FI NPK fert. FU 15-15-15 (NOLI)	0,97bc	0,77ab	48a	64f	75ef	49cde
FI NPK con liberación lenta (LI-1)	0,77a	0,85bc	68cd	52e	84f	68f
FO Fertilizante organo-mineral (COM)	0,83ab	0,78ab	42a	13a	57cd	36ab
FO Vermicompost pelletizado (PV)	1,09c	0,91cd	60b	19b	146h	98h
FO Compost AD+Lodo 70/30 ms (AD)	1,12c	0,86bcd	68cd	9a	52bc	39bc
<i>F-anova y significación</i>	14***	9,5***	40***	170***	84***	64***

Uno de nuestros objetivos de este experimento es optimizar la fertilización nitrogenada de forma que consigamos obtener un rendimiento homologable al convencional (la estrategia LI-1 es la usada comercialmente en la mayoría de cultivos hortícolas de hoja actualmente), con concentraciones de nitrato en hoja adecuadas para el consumo y adicionalmente evitar la presencia de exceso de especies inorgánicas nitrogenadas en el suelo que puedan ser emitidas a la atmosfera como N₂O o pérdidas en los acuíferos como NO₃.

El N Kjeldahl del suelo (que incluye las formas orgánicas y el amonio NH₄⁺) muestra un aumento inicial correlacionado con los tratamientos fertilizantes en comparación con el control (C) pero estos incrementos se atenuaron significativamente al final del cultivo. Los tratamientos como C y LI-1 aumentan, con respecto a cada uno al inicio, el contenido de NTK en el suelo (+0,01 y +0,08 gN/kg respectivamente) después de la cosecha. Por otro lado, el resto de los fertilizantes disminuyen su contenido de NTK en el suelo de los cultivos siguiendo esta orden AD>PV>NOLI>COM (Tabla 3.3.4.), la disminución de los valores de amonio puede deberse a los procesos de inmovilización y nitrificación, ingesta de nutrientes por parte de la planta o pérdidas gaseosas (Amlinger et al., 2003). Centrándose en los fertilizantes orgánicos estabilizados aplicados, hay diferencias estadísticas respecto a los fertilizantes inorgánicos y muestran suficiente capacidad de amortiguación para mantener valores N minerales comparativamente más altos. Esta mineralización o no de los FO está relacionada con las condiciones edáficas y especialmente con la temperatura, la humedad y el pH (Ingelmo y Delgado, 2008).

El producto final de la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo es el nitrato (NO₃⁻), forma predominante de nitrógeno inorgánico del suelo y la principal forma de nitrógeno utilizada por las

plantas. El contenido en nitratos del tratamiento control sin fertilización de nuestro experimento es homologable a los reportados por Paredes et al., (2016) en cultivos similares. Los valores máximos se obtuvieron para Li-1 y AD (68 mg N-NO₃⁻ cada uno), Li-1 debido a su formulación química y AD a la elevada madurez del compost de *Arundo donax* L., así como a su naturaleza nitrogenada proveniente del ingrediente lodo.

En el momento de la cosecha, los contenidos de nitrato han descendido de manera significativa de forma asociada a la absorción por parte de las espinacas y a las pérdidas potenciales en todos los escenarios fertilizantes. Tomando como referencia el descenso del tratamiento control, los tratamientos orgánicos (AD<COM< PV) presentan una fuerte disminución de los valores de nitrato, relacionados con un mayor rendimiento diferencial frente a control (ver Tabla 3.3.5), mostrando una eficiencia adecuada. Los tratamientos inorgánicos utilizados NOLI y Li-1 mantienen altos valores de nitrato al final del experimento; Li-1 (52 mg N-NO₃⁻ t-61 días) mostró los mayores niveles debido al recubrimiento del fertilizante que produce una liberación secuencial de NO₃⁻, aunque en este caso, se trataría de nitrógeno reactivo no utilizado por el cultivo y por tanto candidato a procesos de desnitrificación y pérdida. También la adición de nitratos en forma de “comodity” de NOLI (64 mg N-NO₃⁻ t-61 días) también genera una acumulación significativa de NO₃⁻ en el suelo con el riesgo de lixiviación hacia las capas inferiores del suelo. Por tanto, en ambos escenarios la fertilización inorgánica parece generar exceso de especies nitrogenadas reactivas no utilizadas en un cultivo de ciclo corto.

En suelos calcáreos el P tiene tendencia natural a la inmovilización y por ello se usa el P asimilable como indicador de fertilización fosfórica. La Tabla 3.3.5. muestra una mejora de esta fracción P disponible en los tratamientos fertilizantes, donde sorprendentemente el tratamiento PV induce niveles cinco veces más altos que el tratamiento Control y dos o más que los otros tratamientos. Los vermicompost han sido referenciados como fertilizantes fosfóricos eficientes no solo por el contenido total sino por la alta disponibilidad de este elemento, en muchos casos asociados al aumento de la solubilidad del P preexistente (Agulló et al. 2015). También Goswami et al. (2017) reporta que las aplicaciones de vermicompost son una fuente de formas fácilmente disponibles de P y K y también como un mejorador de su disponibilidad del suelo, estos resultados están en la línea de nuestros resultados. Los escenarios de fertilizantes inorgánicos (Li-1>NOLI) aportan mayores concentraciones P que los tratamientos orgánicos (COM>AD). Después del cultivo, en los suelos

tratados, la concentración de P disponible tiende a disminuir en todos los tratamientos, con una secuencia decreciente de tratamientos similar a tiempo final que a tiempo inicial. Se observa en los tratamientos COM y AD pequeñas diferencias temporales comparando 0-61 días que sugiere que la mineralización de P orgánico compensa la extracción por el cultivo (Guerrero et al., 2001) o la potencial insolubilización/precipitación (debido al elevado pH del suelo, $\text{pH} > 7$). En este sentido el tratamiento LI-1 es el más acidulante de los ensayados, pudiendo justificar unos mayores valores de P asimilable al final del experimento comparados con otros tratamientos, p.ej. con NOLI.

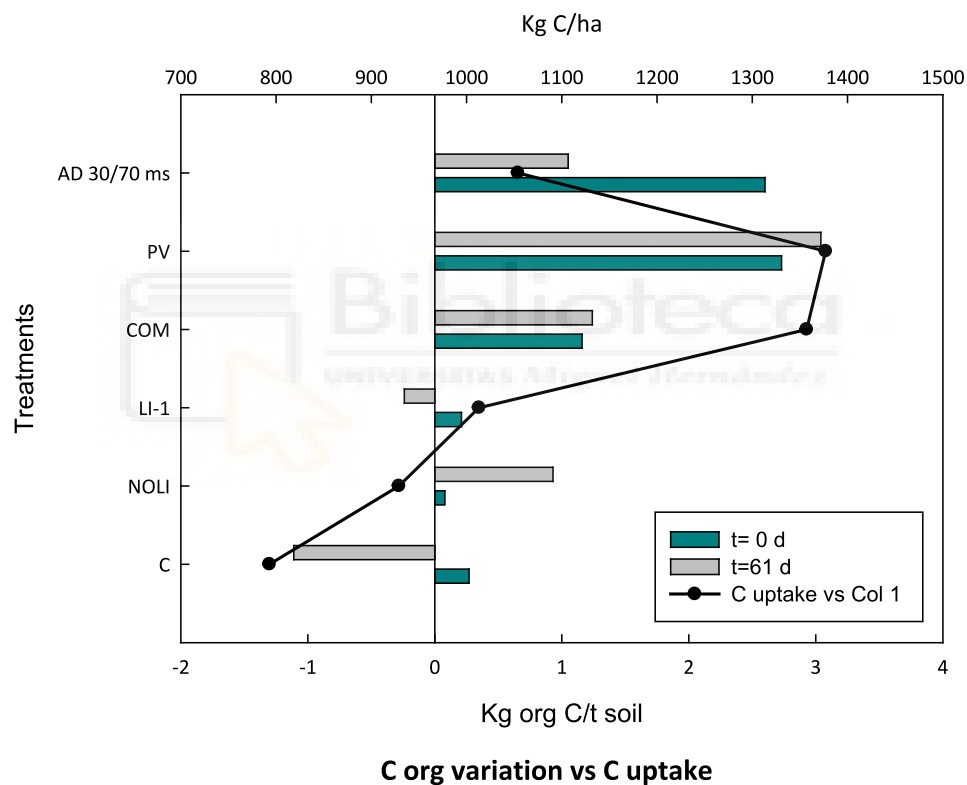
3.3.3.3. Efecto sobre la materia orgánica del suelo, el stock de C orgánico y la fijación de C por el cultivo

La materia orgánica (MO) es una de las principales responsables de la fertilidad sostenible de los suelos agrícolas. En los suelos de la región mediterránea los niveles de MO disminuyen debido a factores geoecológicos (litología, topografía y climatología) y también la historia del uso del suelo y los cambios en la cubierta vegetal (Pardo, 2017) y se espera que disminuyan en los próximos años si el agricultor no realiza prácticas que aumenten el secuestro de C en el suelo. Las prácticas de fertilización que incluyen materiales orgánicos frescos o compostados, contribuyen no solo al potencial fertilizante sino en la mejora de la fertilidad física y biológica del suelo. Además, el uso de diferentes formas orgánicas de fertilizantes ofrece varias oportunidades para la gestión agrícola de mitigar el cambio climático en términos de secuestro de COS, de acuerdo a Freibauer et al. (2004) y Smith (2004). Es interesante conocer como las prácticas agrícolas varían el Carbono orgánico (Corg) almacenado en el suelo, para así poder establecer manejos sostenibles. La preparación de la finca desde el principio supuso el aumento del stock de C del suelo (contenido inicial de Corg 0,58%). Los tratamientos directamente relacionados con la entrada de Corg exógeno (tratamientos orgánicos) aumentaron el Corg del suelo respecto al control. Los tratamientos inorgánicos no aumentaron significativamente el Corg del suelo.

Después de 61 días el Corg varió significativamente respecto al inicial. Disminuyó de forma significativa en las parcelas control y LI-1 debido a la activación de las tasas de mineralización por microorganismos descomponedores, esto puede limitar la sostenibilidad del suelo a medio o largo plazo. Sin embargo, el COS en parcelas de fertilizantes sin liberación lenta (NOLI + 0,93 kg C org /t suelo) tuvo una evolución positiva en comparación con LI-1.

Tabla 3.3.6. Stock de C en tejido vegetal y variación del C orgánico del suelo durante el experimento y en función de los tratamientos.

Tratamiento	Fijación vegetal de C (kg C/ha)	Variación del C _{org} vs suelo antes del experimento (kg org C/t suelo)	
		t=0	t=61 days
Control (C)	793 a	+0,27ab	-1,11a
FI NPK fert. FU 15-15-15 (NOLI)	929 b	+0,08a	+0,93def
FI NPK con liberación lenta (LI-1)	1013 c	+0,21ab	-0,24abc
FO Fertilizante organo-mineral (COM)	1357 e	+1,16bc	+1,24ef
FO Vermicompost pelletizado (PV)	1377 e	+2,73d	+3,04h
FO Compost AD+Lodo 70/30 ms (AD)	1054 d	+2,60d	+1,05def
<i>F-anova y significación</i>	515***	43***	25***



El formato pelletizado parece mejorar el secuestro de carbono (PV + 3,04 kg C org /t suelo) de forma sostenible. En el caso del compost de *Arundo donax* L. (AD) observamos una evolución descendente comparado con el valor inicial. Este hecho parece indicar la mayor tendencia a la mineralización frente al formato pelletizado, que quizás expone menos superficies activas a la biodegradación.

La fijación vegetal de C se expresa como kg ha⁻¹ en la Tabla 3.3.6. y pretende correlacionar la eficiencia fotosintética y la respuesta vegetativa de los cultivos y por tanto el rendimiento. Este parámetro oscila entre 793 kg C/ha y 1.377 para control y PV respectivamente. Estadísticamente el

compost AD alcanzó mejores valores (1054 kg C/ha) que los fertilizantes inorgánicos NOLI y Li-1 (929 y 1013 kg C/ha). Esta reportado en muchos estudios comparativos de agricultura convencional vs agricultura ecológica que estos últimos generan productos con mayor contenido de materia seca y estructuras celulares más resistentes y por tanto más longevas y potencialmente más ricos en C (SEAE, 2018). Plaza-Bonilla et al. (2015) indican que el potencial de secuestro de C en el suelo aumenta después de la inclusión de los cultivos de cobertura.

3.3.3.4. Extracción de macronutrientes en los diferentes escenarios planteados

Los diferentes tipos de fertilizantes utilizados en este trabajo se han comportado de diferentes maneras en la extracción de nutrientes (N, P y K).

Tabla 3.3.7. Extracción de NPK por la cosecha en función de los tratamientos planteados.

Tratamiento	Extraction N P K		
	(kg N/ha)	(kg P/ha)	(kg K/ha)
Control (C)	95 a	9,4 a	149 a
FI NPK fert. FU 15-15-15 (NOLI)	117 b	10,6 ab	234 c
FI NPK con liberación lenta (LI-1)	122 b	12,7 bc	256 c
FO Fertilizante organo-mineral (COM)	151 c	14,9 cd	256 c
FO Vermicompost pelletizado (PV)	159 c	16,7 d	308 d
FO Compost AD+Lodo 70/30 ms (AD)	114 b	12,7 bc	207 b
<i>F-anova y significación</i>	51***	20.8***	26,2***

El análisis de la extracción de nutrientes primarios, que correlaciona el rendimiento en materia seca y el contenido en espinaca de N, P y K sirve para poner de manifiesto la eficacia de los fertilizantes durante el ciclo de vida de las espinacas. La extracción de nitrógeno osciló entre 95 kg N/ha y 159 para Control y PV respectivamente, seguido por COM (151 kg N/ha). Para P, se observaron valores más bajos de extracción en Control (9,4 kg P/ha) y máximo en tratamientos de vermicompost pelletizados (16,7 kg P/ha). La aplicación de estos vermicompost de base orgánica probablemente estimuló los microorganismos del suelo y la producción de enzimas fosfatasa, que controlaban la mineralización de P. Se obtuvieron diferentes valores para K, con alta concentración para PV como en el caso del K (308 kg K extraídos/ha frente a los 149 kg K/ha del Control). Mengel et al. (1985) observaron extracciones similares de K en cultivos de pastos. Johnston et al. (1993) observaron deficiencias nutricionales para K en ciertos entornos productivos, de forma asociada a su baja retención en las superficies activas del suelo como ocurre en suelos calizos.

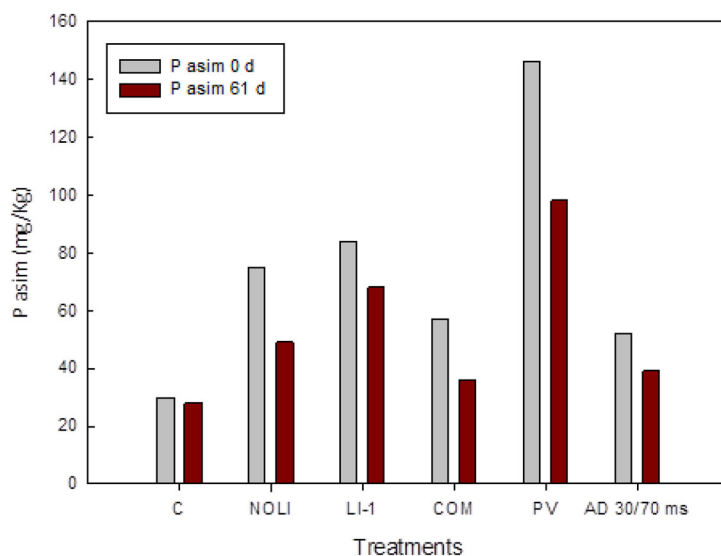


Figura 3.3.6. Evolución del P asimilable en función de los tratamientos.

3.3.3.5. Emisiones de gases de efecto invernadero asociadas a los tratamientos

La dinámica de los gases de efecto invernadero en la agricultura debe evaluarse para comprender los diversos procesos que se producen en el sistema suelo-planta-fertilizante. Sin embargo, cualquier evaluación de diferentes estrategias de gestión de la fertilización se verá perjudicada si no se incluye la variable agronómica y se centra únicamente en una perspectiva ambiental o de cambio climático.

Tabla 3.3.8. Emisión acumulada de gases de efecto invernadero durante el experimento (61 días).

Tratamiento	CO ₂ (kg C-CO ₂ /ha)	CH ₄ (g C-CH ₄ /ha)	N ₂ O (g N-N ₂ O/ha)
Control (C)	295abc	+40bc	9,7ab
FI NPK fert. FU 15-15-15 (NOLI)	179a	-33abc	29,9bc
FI NPK con liberación lenta (LI-1)	288abc	-168a	9,9ab
FO Fertilizante organo-mineral (COM)	285abc	-35abc	60,5d
FO Vermicompost pelletizado (PV)	388c	-105abc	5,9a
FO Compost AD+Lodo 70/30 ms (AD)	371bc	-67abc	16,1ab
<i>F-anova y significación</i>	15.9***	2.9*	124***

La emisión acumulada de CO₂ emitidos por el suelo durante el experimento (61 días) fue baja (<388 kg C-CO₂/ha) según lo estimado en una revisión de Pardo et al. (2017). Los tratamientos orgánicos PV y AD son los que mayor emisión presentan, de forma asociada a su elevado contenido en C, a la estimulación de la actividad microbiológica en el suelo, a la mejora de las tasas de mineralización y respiración radicular, especialmente cuando las condiciones edafoclimáticas (mayor temperatura y humedad) se optimizan para estos procesos a partir del día 40.

En este trabajo se observó un efecto sumidero sobre la emisión acumulativa de CH₄ para todos los tratamientos utilizados con excepción de la parcela sin fertilizante (C). Esta oxidación del CH₄ por parte del suelo realizada por microorganismos metanotróficos fue más intensa en la última parte del experimento (período de 40-61 días) cuando los riegos, las lluvias y la humedad en el suelo aumentan significativamente las condiciones anaeróbicas que favorecen estos procesos. La emisión acumulativa más baja de CH₄ se detectó para el tratamiento Control junto al tratamiento NOLI probablemente debido a la ausencia de materia orgánica exógena añadida. Esta enmienda cambia la porosidad del suelo y mejora las tasas de respiración del suelo, agotando el oxígeno edáfico y promoviendo micrositios anaeróbicos y, en consecuencia, reduciendo la metanotrofia (Le Mer y Roger, 2001). Sin embargo, la emisión de CH₄ fue máxima para el tratamiento LI-1.

Las emisiones de óxido nitroso podrían ser un buen indicador del estado del suelo y de la eficiencia de las prácticas agroambientales y agrícolas. Estas pérdidas de N₂O se maximizan en contextos de presencia de nitrato libre y carbono lábil en condiciones anaeróbicas, condiciones usuales en sistemas intensivos irrigados o muy lluviosos. En lo que respecta a la emisión acumulativa de N₂O, las mayores pérdidas detectadas fueron en el tratamiento COM, seguido del fertilizante inorgánico NOLI (60,5 y 29,9 g N-N₂O/ha). Se observó lo contrario para el fertilizante LI-1 (debido a que su formulación minimiza la presencia de especies nitrogenadas y que no existe C lábil añadido) y para el tratamiento PV, con las menores emisiones acumuladas. En este sentido, Sanz-Cobena et al. (2017) observaron menores emisiones de N₂O cuando se usaban fertilizantes orgánicos sólidos, confirmando que los fertilizantes que liberan NO₃⁻ más rápidamente generan mayores emisiones de N₂O o al menos de forma más rápida.

3.3.3.6. Composición nutriente y propiedades de valor añadido

La espinaca (*Spinacia olerace* L.) es un vegetal dietético importante, las propiedades saludables están asociadas a su bajo valor calorífico, y su gran suministro de vitaminas, micro y macronutrientes y otros compuestos fitoquímicos, incluyendo polifenoles y fibra (Llorach et al., 2008). Estas propiedades saludables pueden variar dependiendo de la variedad, del manejo del suelo y de las condiciones climáticas. Das et al. (2017) observaron impactos significativos del uso de vermicompost sobre las propiedades antioxidantes y antibacterianas de las hojas de Pigeon pea (*Cajanus cajan* L.). Gent (2016) obtiene diferentes perfiles de metabolitos en función de la época

del año en espinaca ligados a la irradiación y la temperatura, que a su vez están condicionando el metabolismo de los azúcares y los nitratos.

En este experimento queremos identificar como afectan los diferentes escenarios fertilizantes al balance de una serie de nutrientes vegetales esenciales, a la concentración de nitratos en hoja, así como a los contenidos en diferentes actividades antioxidantes identificadas como de valor añadido en vegetales. En la tabla 3.3.9., se muestran las concentraciones de macro y microelementos esenciales estudiados. Los macronutrientes estudiados (N, P, K, Ca, Mg) mostraron que las plantas cultivadas en tratamientos fertilizados inorgánicamente tendieron a acumular una mayor concentración de N (PV 47,8 > NOLI 45,5 > LI-1 42,9 > C 42,4 g/kg); K (NOLI 91 > LI-1 90 > PV 81 > AD 70 g/kg); Mg (NOLI 6,2 > LI-1 5,7 > AD 4,9 g/kg). Sin embargo, la concentración de P y Ca no se vio afectada estadísticamente por los tratamientos. A nivel de micronutrientes (Fe, Cu, Mn y Zn) observamos que el tratamiento a base de compost de AD induce las mayores concentraciones; Fe (108 mg/kg), Cu (148 mg/kg), Mn (59 mg/kg) y Zn (22,6 mg/kg), probablemente debido a la presencia elevada de estos elementos en los ingredientes de dicho compost, y especialmente el lodo.

Tabla 3.3.9. Contenidos de nutrientes en hoja.

Tratamiento	N (g/kg)	P (g/kg)	K (g/kg)	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)
Control (C)	42,4ab	4,2a	67a	10,0a	5,4bc
FI NPK fert. FU 15-15-15 (NOLI)	45,5b	4,1a	91c	9,9a	6,2d
FI NPK con liberación lenta (LI-1)	42,9ab	4,5a	90c	9,6a	5,7cd
FO Fertilizante organo-mineral (COM)	<u>39,1a</u>	3,9a	<u>66a</u>	9,4a	<u>4,7a</u>
FO Vermicompost pelletizado (PV)	47,8ab	4,4a	81bc	8,9a	<u>4,7a</u>
FO Compost AD+Lodo 70/30 ms (AD)	<u>38,4a</u>	4,3a	70ab	10,2a	4,9ab
<i>F-anova y significación</i>	5,3***	1,2ns	9,9***	1,7ns	14***
Tratamiento	Fe (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Zn (mg/kg)	
Control (C)	94ab	108b	57b	21,6ab	
FI NPK fert. FU 15-15-15 (NOLI)	100ab	<u>82a</u>	53ab	<u>18,8a</u>	
FI NPK con liberación lenta (LI-1)	<u>90a</u>	<u>83a</u>	54ab	21,4ab	
FO Fertilizante organo-mineral (COM)	<u>89a</u>	142c	53ab	20,5ab	
FO Vermicompost pelletizado (PV)	<u>88a</u>	130c	<u>46a</u>	23,9b	
FO Compost AD+Lodo 70/30 ms (AD)	108b	148c	59b	22,6b	
<i>F-anova y significación</i>	3,9**	21***	4,2**	4,2**	

Las hojas de espinaca contienen importantes sustancias bioactivas como compuestos fenólicos, carotenoides, aminoácidos, etc. Centrándose en propiedades de alto valor añadido como contenido fenólico total (GAE mf), capacidad antirradical (TEAC mf) y capacidad potencial antioxidante (FRAP mf); Zemanová et al. (2017) observó mayores valores de estas propiedades en suelos fertilizados con biochar donde se cultivaron espinacas y mostaza. En nuestro experimento, el tratamiento AD obtiene los valores máximos para GAE y TEAC. Los tratamientos inorgánicos de fertilización inducen los menores valores, especialmente para GAE y TEAC. Respecto a FRAP, se obtuvieron los mayores valores para COM. Sofo et al (2016) reporta que los tratamientos de fertilización inorgánica son capaces de incrementar los contenidos de N total en lechuga, pero no el de fenoles en planta, correlacionando que la síntesis y/o la acumulación de fenoles se reduce en entornos nutricionales idóneos. También es conocido que algunos elementos metálicos como Fe, Cu y Zn son capaces de contribuir decisivamente al intercambio de radicales en la célula vegetal (Abu-Reidah et al., 2013) estableciendo correlaciones directas positivas con la capacidad antioxidante (COM 1,94 y PV 1,79 mf) y fenoles totales (AD 0,99 mf; PV 0,90 mf; COM 0,85 mf).

Tabla 3.3.10. Propiedades de valor añadido en plantas de espinaca en función de los tratamientos.

	GAE mf	TEAC mf	FRAP mf
Blanco (B)	0,83cd	4,3b	1,47abc
Fert, Inorgánica NPK 15-15-15 (NOLI)	0,72ab	<u>3,3a</u>	1,69cdef
Fert, Inorgánica Lib, lenta Nutricote (LI-1)	0,77abc	<u>3,6a</u>	1,73cdef
Fert organo-mineral Venus Bitop (COM)	0,85cd	5,1cd	1,94f
Vermicompost comercial pelletizado (PV)	0,90d	5,0bc	1,79def
Compost Lodo+AD 30/70 ms (AD)	0,99e	6,3e	1,65cde
<i>F-anova y significación</i>	<i>12,6***</i>	<i>41,1***</i>	<i>8,5***</i>

Los fertilizantes orgánicos ensayados alcanzaron los valores mayores, AD 1071 mg NO₃⁻/ kg; COM 897 mg NO₃⁻/ kg; PV 839 mg NO₃⁻/ kg. En este sentido, parece más eficiente la absorción del nitrógeno procedente de estas fuentes orgánicas, frente a las inorgánicas. El fertilizante LI-1 obtiene el menor nivel de nitrato en hoja, junto al fertilizante inorgánico convencional. Podría estar asociado con una mineralización preferencial hacia el final del experimento (donde se dan las condiciones adecuadas para ello a nivel de temperatura cálida y mayor humedad) que suponga una mayor disponibilidad de nitrato en el suelo. Sin embargo, no se observa acumulación de nitrato en suelo para el último muestreo. En este caso podríamos suponer una acumulación de nitrato en hoja específicamente asociada a la fertilización orgánica que no se da en la inorgánica. Quizás los

procesos de transformación en aminoácidos son más eficientes en un escenario que en el otro, aunque no tenemos evidencias para confirmar esta suposición. En todo caso, debemos de realizar prácticas de manejo integrales que permitan en general reducir el contenido de nitratos en hoja para reducir los riesgos para los consumidores como indica Böhmer (2016).

Tabla 3.3.11. Contenido en hoja de nitrato en función de los tratamientos.

	NO₃ en hoja mf
Blanco (B)	617abcd
Fert, Inorgánica NPK 15-15-15 (NOLI)	323ab
Fert, Inorgánica Lib, lenta Nutricote (LI-1)	<u>267a</u>
Fert organo-mineral Venus Bitop (COM)	897de
Vermicompost comercial pelletizado (PV)	839cde
Compost Lodo+AD 30/70 ms (AD)	1071e
<i>F-anova y significación</i>	<i>31***</i>

Las directrices europeas ligadas a la calidad de los alimentos incluyen contenidos máximos de nitratos en vegetales y específicamente en hortalizas de hoja (<3.500 mg NO₃⁻/kg), con el fin de prevenir sustancias promotoras de mutagénesis y por tanto cáncer. En nuestro experimento, ningún escenario de fertilización indujo valores superiores a los establecidos normativamente para espinaca, haciéndolos por tanto aptos para el consumo (tabla 3.3.11.).

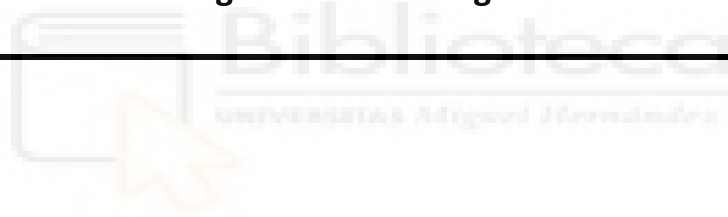
4. Conclusiones

En el entorno de gestión hortícola intensiva y para un cultivo muy especializado como el de la espinaca (que incluye restricciones de nitrato en hoja), hemos observado que el compost desarrollado a partir de AD ha tenido un comportamiento a nivel de rendimiento estadísticamente parecido a los fertilizantes complejos NPK de liberación lenta generalmente utilizados y a otros fertilizantes orgánicos y órgano-minerales. Cabe destacar que este compost formulado con AD y lodo es el que mayor incremento de Corg genera tras su aplicación al suelo. La emisión de CO₂ es máxima para este compost respecto al resto de tratamiento poniendo de manifiesto una mineralización adecuada, por el contrario, la emisión de N₂O ha sido mínima frente al resto de tratamientos y especialmente frente a los escenarios fertilizados inorgánicamente. Parece observarse cierto desequilibrio respecto a K cuya extracción y presencia en espinaca es baja. Por último, hemos de poner de manifiesto que induce la presencia más elevada de nitratos en hoja (aunque verifica los niveles permisibles para consumo humano) probablemente asociado a la presencia de lodo en su formulación. También es el tratamiento que ha inducido mayores valores

en las propiedades de valor añadido GAE y TEAC. En conclusión, el compost AD-lodo ha demostrado ser un sustituto eficiente de otros escenarios de fertilización validando su viabilidad para la horticultura de hoja, favoreciendo entornos de economía circular.



3.4. Experimento 4: Uso de *Arundo donax* L. como cobertura vegetal en suelos agrícolas



3.4. Experimento 4: Uso de *Arundo donax* L. como cobertura vegetal en suelos agrícolas

3.4.1. Introducción

En este experimento se estudian los efectos que sobre la evaporación edáfica tiene: el aporte o no de mulching procedentes de biomasa residual agrícola; y el aporte o no de una enmienda orgánica (adición de 5% de materia orgánica en forma de compost) todo ello sobre tres tipos de suelo. Este experimento está orientado a la consecución del **Objetivo 2.2.4. Uso de *Arundo donax* L. como material de cobertura en suelos agrícolas: evaluación de eficiencia.** Entre la biomasa estudiada tenemos *Arundo donax* L. (AD), empleándose la parte aérea y el rizoma.

El estudio de la evaporación del agua en suelos de diferentes texturas es fundamental para realizar el balance hídrico, conocer el comportamiento del agua en el suelo, la velocidad de evaporación, el grado de desecación, así como el fenómeno de redistribución de la humedad en el interior del suelo.

El grave problema de la escasez de agua en zonas potencialmente agrícolas, donde tanto el clima como las características físico-químicas del suelo son recursos para una agricultura rentable está condicionándolos. Regiones, comarcas agrícolas, donde hay una baja disponibilidad del recurso limitante (agua) para la producción agrícola vuelcan todos sus objetivos en utilizarla eficientemente, para ello establecen prioridades como la modernización de los regadíos (riego por goteo, riego subterráneo, etc.), recubrimiento de las balsas de riego (mediante lonas, cubiertas flotantes, etc.), buscando su uso eficiente y disminuir sus pérdidas.

Cuando se aporta agua a un suelo, unas de las mayores pérdidas se producen por la evaporación, de esta manera se pierde el agua disponible para la planta en un corto periodo de tiempo y tenemos que volver a regar. Para ello es necesario desarrollar estrategias para optimizar la eficiencia del uso del agua, mientras se mantiene la cantidad y calidad de la producción (Nangare et al., 2016).

La percepción real del cambio climático ha acentuado la intranquilidad de la sociedad por el medioambiente, potenciando en la agricultura el empleo de unas buenas prácticas agrícolas, entre ellas podemos destacar la no eliminación de los restos de poda, rastrojos, etc., mediante su quema. Pero qué hacemos con ellos, se están buscando diversas soluciones, destacando su trituración in situ formando una capa de acolchado (o mulching/mulch en inglés).

Un desafío de nuestro tiempo es la adopción de medidas en prácticas que ayuden a mejorar la gestión del agua especialmente a nivel de campo (Abd El-Wahed et al. 2017).

Al colocar las podas trituradas sobre el suelo, favorecen mantener durante más tiempo la humedad del suelo al ralentizar la evaporación del agua, evitando el contacto directo de los rayos del sol con el suelo, disminuyendo su calentamiento. En este sentido, Rico et al. (2016) demostraron que la utilización de subproductos orgánicos (hoja de palmera, paja de cereal y corteza de pino) fue efectiva para reducir la pérdida de agua en suelos franco y franco-limoso.

El amplio abanico de materiales empleados como mulching (podas trituradas de diferentes cultivos, residuos vegetales procedentes de la industria agroalimentaria, paja de cereales, estiércol, compost, etc.), tienen otros efectos beneficiosos sobre el suelo. Lo protegen tanto de la erosión (impacto de las gotas de lluvia), impidiendo que golpee directamente la superficie del suelo, disminuyendo además la velocidad del flujo del agua (García-Chevesich, 2008), como de la pérdida rápida de humedad y el aumento de la temperatura; facilitando que pueda ser refugio de microfauna y que aumente la cantidad de microorganismos y, por consiguiente, la actividad biológica del suelo (Robledano et al., 2016).

Otra característica importante del empleo del mulching y directamente relacionado con una agricultura sostenible y más respetuosa con el medioambiente, en la gestión del suelo es que permite controlar las malas hierbas, impidiendo la contaminación del suelo con el empleo de herbicidas; lógicamente dependerá del espesor de esa cubierta vegetal, al impedir que penetre la luz solar al suelo y constituye una barrera física para la emergencia de la flora arvense (Teasdale, 2003); favoreciendo la asfixia y disminuyendo la germinación de las semillas de las malas hierbas (Walsh et al. (1996).

En este estudio, se propone la utilización de “mulch” o coberturas vegetales procedentes de biomasa residual generada en agricultura que permitiría una mejora en su gestión, retener el agua en el sistema y potencialmente disminuir la emisión de gases de efecto invernadero asociada a su actual eliminación mediante quema. Para ello emplearemos diferentes residuos vegetales de la zona procedentes de la poda de cítricos, granados, jardinería (poda de palmera), y de *Arundo donax* L. (convertida en una planta invasora, muy presente en nuestra zona).

También se busca analizar el efecto que tiene añadirle materia orgánica exógena asociada al aumento en la capacidad de retención de agua en el suelo.

En esta experiencia, se analiza cómo afecta a la evaporación edáfica el aporte o no de:

- a) Mulching procedentes de biomasa residual agrícola.
- b) Una enmienda orgánica (adición de 5% de materia orgánica en forma de compost) todo ello sobre tres tipos de suelo (franco, arenosos y arcilloso). La fase inicial es saturación de los diferentes tipos de suelo con agua a capacidad de campo, analizando la pérdida de agua del sistema durante 110 días mediante técnicas gravimétricas usando un diseño Split-plot distribuido al azar para cada tratamiento establecido en macetas de 7,5L por sextuplicado.

En definitiva, pretendemos estudiar los diferentes tipos de residuos vegetales empleados como mulching, así como el uso de una enmienda orgánica (5% adición de compost), en los tres tipos de suelo de diferentes texturas, sobre la retención de agua en el suelo y/o la disminución de la evaporación del agua edáfica frente a sistemas no enmendados o acolchados.

3.4.2. Material y métodos

Diseño experimental

El ensayo tuvo lugar en las instalaciones de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO), Universidad Miguel Hernández de Elche, más concretamente en un invernadero de una superficie de 200 m², ocupando un 30% de esa superficie. La clasificación del clima de esa zona es Mediterráneo semiárido subtropical. EL tipo de invernadero empleado sería de los que comúnmente se denominan capilla, se caracteriza por la forma de su cubierta formada a dos aguas, simétrica, el material de cerramiento es de policarbonato en placas. La experiencia se inició a primeros de mayo de 2017 acabando en agosto de ese mismo año.

Los tipos de suelo empleados en este ensayo fueron tres, tamizados a 4 mm: S1. Suelo arenoso, procedente de las dunas de Guardamar del Segura; S2. Suelo franco, de la EPSO; S3. Suelo arcilloso, procedente de una finca situada en Albacete (Tabla 3.4.1).

Tabla 3.4.1. Características de los suelos utilizados en la experiencia.

Suelos	Parámetros							
	Arena %	Limo %	Arcilla %	C _{orgánico} %	Agregados estables %	CRH %	pH (1:2,5)	CE (1:5) (μS/cm)
Suelo arenoso (S1)	100	0	0	0,19	0	25,4	9,34	222
Suelo franco (S2)	51,4	28,1	20,5	1,83	44,8	36,9	8,39	396
Suelo arcilloso (S3)	31,6	26,0	42,4	1,01	78,6	30,1	8,24	367

C_{orgánico}: Carbono orgánico; CRH: capacidad de retención de agua; CE: conductividad eléctrica.

Como materia orgánica exógena se utilizó un compost comercial (COMP) elaborado a base de lodo de depuradora y hoja de palmera como estructurante (MOT 58,6%), aplicando al suelo 5 g de compost por cada 100 g de suelo (Tabla 3.4.2.).

Tabla 3.4.2. Propiedades físico-químicas del compost empleado.

Parámetros del Compost (COMP)												
Humedad %	pH	CE (dS/m)	COT (%)	NT (%)	COT/NT	MOT (%)	P (g/kg)	P (g/kg)	P ₂ O ₅ %	K (g/kg)	K (g/kg)	Na (g/kg)
49,5	5,8	8,9	31,4	3,19	9,8	58,6	11,1	2,54	11,4	1,37	7,4	

CE: conductividad eléctrica; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total; MOT: materia orgánica total.

Como mulch se emplearon 5 tipos de residuos de material vegetal: tallo de *Arundo donax* (TAd); rizoma de Ad (RAd); hoja de palmera datilera (*Phoenix dactylifera*) (HPd); poda de naranjo (*Citrus sinensis* (L) Osback var. navel Lane late (Pn); poda de granado (*Punica granatum*) var. Mollar (Pg) (Tabla 3.4.3.).

Tabla 3.4.3. Características de los diferentes materiales para acolchado (mulch) usados.

Propiedad	Tallo <i>Arundo donax</i> (TAd)	Rizoma <i>Arundo donax</i> (RAd)	Hoja palmera datilera (HPd)	Poda naranjo (Pn)	Poda granado (Pg)
D aparente (g/L)	131	111	61	173	220
pH	6,89	6,50	6,77	5,84	5,00
CE (dS/m)	3,44	3,22	4,88	1,92	1,62
COT (%)	41,6	47,2	44,3	45,9	46,6
NT (%)	1,00	1,22	0,82	1,05	0,91
COT/NT	41,5	38,6	54,0	43,9	51,4
MOT (%)	92,9	92,7	93,4	92,8	94,8

CE: conductividad eléctrica; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total; MOT: materia orgánica total.



Figura 3.4.1. Materiales del ensayo experimental.

Los materiales vegetales empleados, fueron de las podas realizadas en la propia finca de la EPSO, excepto el tallo y rizoma de la caña común que se obtuvieron anteriormente para unos ensayos en la planta de compostaje.

Para su trituración empleamos un biotriturador marca Garland CHIPPER mod.790 QG y tamizados a 4 mm de luz, además se estableció un tratamiento testigo sin mulch.

Se estudiaron la densidad aparente de todos los mulch empleados, obteniéndose resultados bajos, especialmente HPd; los materiales son eminentemente orgánicos (MOT >90%) y la tasa potencial de mineralización resultó baja debido a las altas relaciones COT/NT, salvo para el rizoma de *Arundo donax* L., que no superó el valor de COT/NT >40.

En el ensayo se utilizaron macetas de plástico cuadrangulares con una capacidad de 7,25L (22,3 x 22,3 x 21,5 cm de altura), con agujeros en los laterales del fondo.

Debido a las diferentes densidades de los suelos, se optó por rellenar cada maceta con un peso constante de 6500 g de suelo. En los tratamientos en que se añaden la materia orgánica se sustituyó el 5% del peso del suelo por compost.

El mulch se dispuso superficialmente formando una capa de 2 cm de altura (densidad mulching TAd 2616 gm⁻²; RAd 2221 gm⁻²; HPd 1211 gm⁻²; Pn 3454 gm⁻² y Pg 4402 gm⁻²).

Cada sistema fue saturado con agua potable de la red antes de aplicar el mulch, dejando percolar el sistema durante 48 horas para alcanzar las condiciones de capacidad de campo.

En función del diseño experimental se plantearon 36 tratamientos diferentes (con tres repeticiones), cuya descripción y denominación se muestra en la tabla 3.4.4.

Tabla 3.4.4. Descripción de los tratamientos realizados.

Tratamiento	Tipo de suelo	Subtipo de suelo	Tipo mulching	Clave tratamiento
1	Arenoso	Control (C)		1C
2	Arenoso	Suelo	Caña (C)	1SC
3	Arenoso	Suelo	Rizoma Caña (RC)	1SRC
4	Arenoso	Suelo	Poda de Cítricos (PC)	1SPC
5	Arenoso	Suelo	Poda de granados (PG)	1SPG
6	Arenoso	Suelo	Hoja de palmera (HP)	1SHP
7	Arenoso	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)		1 Sc
8	Arenoso	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Caña (C)	1ScC
9	Arenoso	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Rizoma Caña (RC)	1ScRC
10	Arenoso	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Poda de Cítricos (PC)	1ScPC
11	Arenoso	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Poda de granados (PG)	1ScPG
12	Arenoso	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Hoja de palmera (HP)	1ScHP
13	Franco	Control (C)		2C
14	Franco	Suelo	Caña (C)	2SC
15	Franco	Suelo	Rizoma Caña (RC)	2SRC
16	Franco	Suelo	Poda de Cítricos (PC)	2SPC
17	Franco	Suelo	Poda de granados (PG)	2SPG
18	Franco	Suelo	Hoja de palmera (HP)	2SHP
19	Franco	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)		2 Sc
20	Franco	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Caña (C)	2ScC
21	Franco	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Rizoma Caña (RC)	2ScRC
22	Franco	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Poda de Cítricos (PC)	2ScPC
23	Franco	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Poda de granados (PG)	2ScPG
24	Franco	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Hoja de palmera (HP)	2ScHP
25	Arcilloso	Control (C)		3C
26	Arcilloso	Suelo	Caña (C)	3SC
27	Arcilloso	Suelo	Rizoma Caña (RC)	3SRC
28	Arcilloso	Suelo	Poda de Cítricos (PC)	3SPC
29	Arcilloso	Suelo	Poda de granados (PG)	3SPG
30	Arcilloso	Suelo	Hoja de palmera (HP)	3SHP
31	Arcilloso	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)		3 Sc
32	Arcilloso	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Caña (C)	3ScC
33	Arcilloso	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Rizoma Caña (RC)	3ScRC
34	Arcilloso	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Poda de Cítricos (PC)	3ScPC
35	Arcilloso	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Poda de granado (PG)	3ScPG
36	Arcilloso	Suelo + Compost HP (5%) (Sc)	Hoja de palmera (HP)	3ScHP

Se pesaron todas las macetas cada día para determinar por gravimetría las pérdidas de agua de los tratamientos y analizar la evolución de la evaporación media acumulada en el suelo.

Al cabo de 60 días (6 mayo-3 julio 2017), se aplicó una lluvia artificial simulando un evento de lluvia de 20 Lm⁻². Transcurridos 110 días se detectó la nula pérdida de humedad en las macetas, ya que su peso permaneció constante durante un mínimo de 7 días, coincidiendo este periodo con el punto de marchitez donde el agua ya no está disponible para la planta.



Figura 3.4.2. Proceso de pesado y de aplicación de lluvia artificial.

Se definieron 2 periodos de análisis (antes y después del evento de lluvia artificial) para poder interpretar los resultados usando como variables principales: a) Tipo de suelo; b) Aplicación de enmienda orgánica; c) Tipo de mulch.

Se han analizado además algunos componentes y parámetros claves como el contenido y evolución de la materia orgánica del suelo, la capacidad de retención de agua útil (CRH) y el porcentaje de agregados estables.

Métodos analíticos realizados en suelos.

- Capacidad de retención hídrica (CHR)

Es la máxima cantidad de agua que queda retenida en el suelo bajo presión atmosférica (humedad máxima del suelo). Se procedió en el laboratorio a colocar matraces Erlenmeyer 250 mL, a continuación, pesamos embudo de vidrio más filtro de papel (P_1), añadiéndole la muestra de suelo seca, y se pesa de nuevo (P_2).

La muestra de suelo es de 50 g, se adiciona agua destilada en el Erlenmeyer y se coloca el embudo con el suelo objeto de estudio para que sature desde su base por capilaridad. Cuando se satura el suelo, dejamos drenar aproximadamente unas 12 horas, volviendo a realizar el pesado (P_3).

$$CHR = (P_3 - P_2) / (P_2 - P_1) \times 100$$

- Carbono orgánico oxidable

Su determinación se realizó basándonos en el procedimiento de Walkley y Black (1934), consistiendo en la oxidación parcial del carbono con dicromato de potasio en medio ácido (con ac. sulfúrico). El dicromato de potasio que no ha reaccionado se determina por valoración con sulfato de amonio y hierro (II) hexahidrato (sal de Mohr), utilizando ferroína como indicador.

Es fundamental que la determinación se realice en las condiciones adecuadas para la reacción, ya que cualquier cambio que se pueda producir por ejemplo en la concentración de reactivos, temperatura, los resultados obtenidos pueden ser totalmente diferentes.

- Estabilidad de los agregados

Es un buen indicador del grado de degradación de los ecosistemas, la erosión comienza con la ruptura de un agregado en componentes individuales (Ellison, 1947). La estabilidad de los agregados juega un papel esencial en la dinámica hidrológica, está directamente relacionada con la capacidad de retención hídrica (Nadal-Romero, 2009).

La técnica empleada fue la estabilidad en húmedo, que permite romper más fácilmente los agregados inestables que los estables. Se realiza el lavado con agua y con una disolución de dispersante de hexametáfosfato de sodio la fracción de agregados estables del suelo entre 1 y 2 mm, comparando la cantidad de suelo que pasa por el tamiz de 0,250 mm para ambas situaciones.

Se calcula el % de agregados estables mediante la siguiente expresión:

$$\text{Agregados estables (\%)} = \left(\frac{P_2}{(P_1 + P_2)} \right) \times 100$$

Siendo, P_1 el peso del suelo tamizado y lavado con agua, y P_2 el peso del suelo tamizado y lavado con disolución dispersante. El resultado es la fracción estable de agregados mayores a 0,250 mm (en la fracción comprendida de 1 y 2 mm de suelo); de igual manera nos permite calcular el porcentaje sobre otras fracciones del suelo.

- pH

Es una variable química muy importante del suelo, su determinación se realiza como la medida de la diferencia de potencial existente entre un electrodo de vidrio y el electrodo de referencia

calomelanos sumergidos en una misma disolución. Se realizó la medida en suelo tamizado a 2 mm, en la suspensión suelo-agua desionizada relación de 1:2,5 (p/v) (M.A.P.A., 1994).

- Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) del suelo se define como la capacidad de conducir la corriente eléctrica, que depende de la cantidad de iones positivos y negativos que se encuentran en la solución del suelo y de la temperatura, por eso la CE de la solución de suelo es un indicador del contenido de sales (Bosch, M. et al. 2012).

Se realizó en suelo tamizado a 2 mm, en el extracto acuoso, obtenido por la filtración de la suspensión suelo-agua desionizada con una relación 1:5 (p/v), agitando la muestra durante 1 hora antes de realizar la medida (M.A.P.A., 1994).

- Granulometría

Para analizar la distribución del tamaño de partículas en suelos se empleó el método del densímetro Bouyoucos, basándonos en que la densidad de una suspensión depende de la cantidad suspendida, que se basa en evaluar la variación de dicha densidad con el tiempo y relacionarla con la velocidad de deposición y tamaño de las partículas suspendidas (Primo y Carrasco, 1980).

Métodos analíticos en compost y mulching.

Los métodos analíticos empleados fueron: medida del pH y conductividad eléctrica; materia orgánica total según el método de Navarro et al. (1993); carbono orgánico total y nitrógeno total se usó un analizador elemental EuroVector EuroEA 3000 (Navarro et al., 1991 y Paredes et al., 1996); para la mineralización de la muestra se realizó mediante digestión nítrico-perclórica según el método recomendado por Abrisqueta y Romero (1969); fósforo total según Kitson y Mellon, 1944; y elementos totales, como sodio y potasio (por fotometría de llama) y el resto de elementos por espectrofotometría de absorción atómica.

Análisis estadístico

Las determinaciones analíticas se hicieron por triplicado. Se realizaron análisis de varianza en $P < 0.05$ para todas las variables en el experimento. Las diferencias entre los tratamientos se analizaron utilizando el contraste Tukey B ($P < 0.05$). El análisis de datos se llevó a cabo utilizando el paquete de software estadístico SPSS v. 21.0.

Además, se ha aplicado un modelo lineal general (GLM) univariante para establecer el efecto de las variables principales sobre la pérdida de agua y otros parámetros de interés. También se ha aplicado un análisis estadístico de tipo modelo jerárquico bayesiano usando R-INLA 2018 para analizar la cinética del proceso.

3.4.3. Resultados y discusión

3.4.3.1. Efecto del tipo de suelo sobre las variables estudiadas

Los diferentes tipos de suelos empleados en esta experiencia tienen desiguales tipos de granulometrías, que afectan sobre todo en dos características muy importante que son el porcentaje de arcillas, y en los diferentes valores basales de materia orgánica (expresados como Carbono orgánico del suelo, COS). Ambos componentes imprescindibles para la formación de complejos arcillo-húmicos y por tanto de agregados estables, responsables de muchas de las propiedades hidrofísicas del suelo.

La importancia de la materia orgánica en la infiltración, y en la retención del agua en el suelo ha sido avalada por muchos investigadores, observando una relación directa entre ellos.

La Figura 3.4.3 se muestra la evolución y el análisis estadístico de la capacidad de retención de agua, los agregados estables, el carbono orgánico y la pérdida de agua del suelo al inicio y al final de la experiencia en los tres tipos de suelo estudiados.

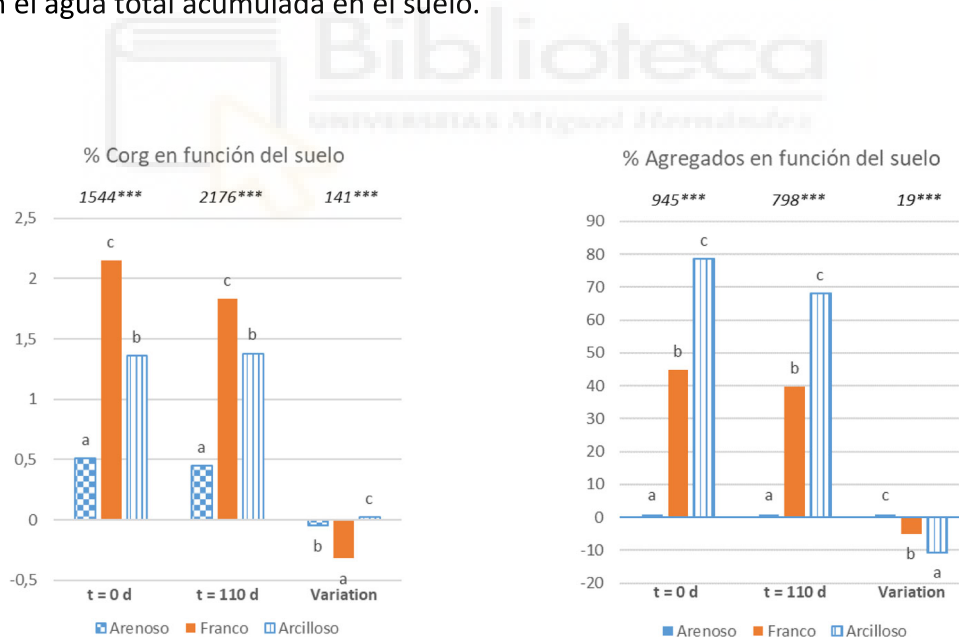
Como se puede observar el contenido de materia orgánica (COS) inicial es mayor para el suelo franco, frente al arcilloso y el arenoso, sufriendo un descenso significativo a lo largo del experimento en los suelos arenosos y franco; no produciéndose para el suelo arcilloso. En este sentido, los agregados estables del suelo son máximos para el suelo arcilloso, produciéndose un descenso a lo largo de la experiencia en los suelos arcillosos-francos y arcillosos. Los suelos arenosos no presentaron agregados estables ni al inicio ni al final del experimento.

La capacidad de retención de agua (CRH) nos indica el agua retenida por la matriz después de eliminada el agua de drenaje y depende de la estructura y textura del suelo. Al analizar la figura, se observa que existe un mayor porcentaje de CRH en suelo franco-arcilloso que en suelo arcilloso (una diferencia de aproximadamente el 5%). Además, se aprecia un aumento en el tiempo de dicha capacidad en suelo franco-arcilloso a diferencia del arcilloso y arenosos que disminuyen ligeramente esta capacidad. Hay investigaciones que concluyen el efecto positivo que ejerce el carbono orgánico

con la CRH de un suelo (Rawls et al., 2003; Yang et al., 2014; Williams et al., 2016), en nuestra experiencia es el suelo franco-arcilloso quien tiene mayor % de carbono orgánico, luego afecta directamente con su mayor CRH.

Por último, analizamos la pérdida media de agua, y es máxima para los suelos francos, seguido de los arcilloso y arenosos, especialmente en el primer periodo (0-60 días) al partir de un suelo con un contenido de humedad alto (capacidad de campo). Como se puede ver está directamente relacionado con la CRH de cada suelo en nuestra experiencia, al tener mayor capacidad de retención de agua pierden más agua.

En la segunda fase (61-110 días), cuando aportamos una lluvia de 20 l/m² (día 61) produce una mayor pérdida de agua en los suelos arenosos, no existiendo diferencias entre los suelos francos y arcillosos. Ocasionado principalmente por el sellado del suelo (en suelos ricos en limo y arena fina) que es un proceso rápido que puede ocurrir incluso bajo eventos de lluvia de baja intensidad (Chen et al. 2013; Sajjadi et al., 2015; Sela et al. 2012), al reducir la infiltración de agua ocasiona una reducción en el agua total acumulada en el suelo.



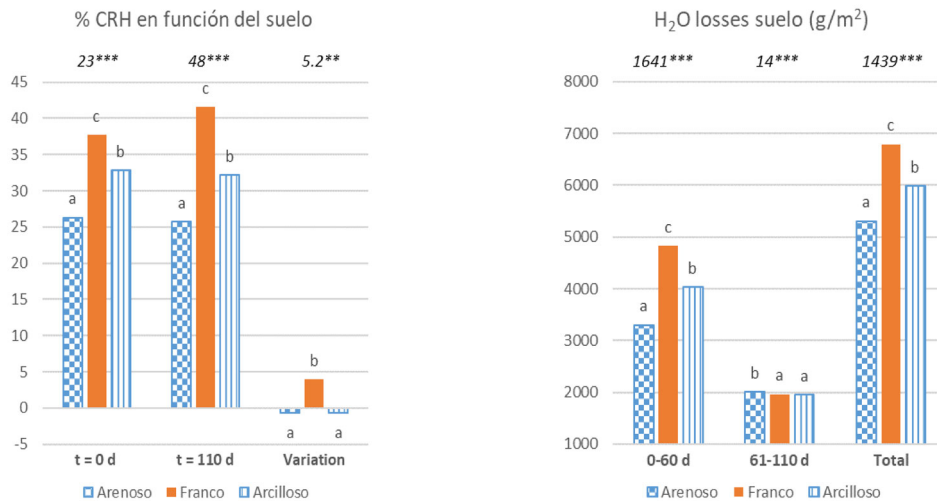


Figura 3.4.3. Análisis estadístico de la evolución de diferentes propiedades en función del tipo de suelo.

3.4.3.2. Efecto de la enmienda del suelo

Al analizar el efecto de la enmienda orgánica (5%) añadida o no a los suelos, Figura 3.4.4., podemos concluir que el uso de un 5% de enmienda vía compost en los suelos genera un aumento en la pérdida de agua en ambos periodos estudiados. Además, el uso de enmienda aumenta también el contenido en COS del medio y también aumenta la CRH comparado con los medios sin enmendar. Por todo ello, y considerando que la materia orgánica es capaz de retener más cantidad de agua que las fracciones minerales podemos justificar la mayor pérdida de agua observada en suelos enmendados debido a la mayor presencia de agua en el medio. Importante comentar que la estabilidad de los agregados mejora con la adición de materia orgánica exógena, aunque este aumento no persiste a lo largo del experimento, indicando que la inclusión de materia orgánica exógena no presupone la formación a largo plazo de complejos arcillo-húmicos, pues de hecho desaparece la estabilidad de agregados en breve plazo si no se dan los procesos formadores de agregados de forma adecuada.

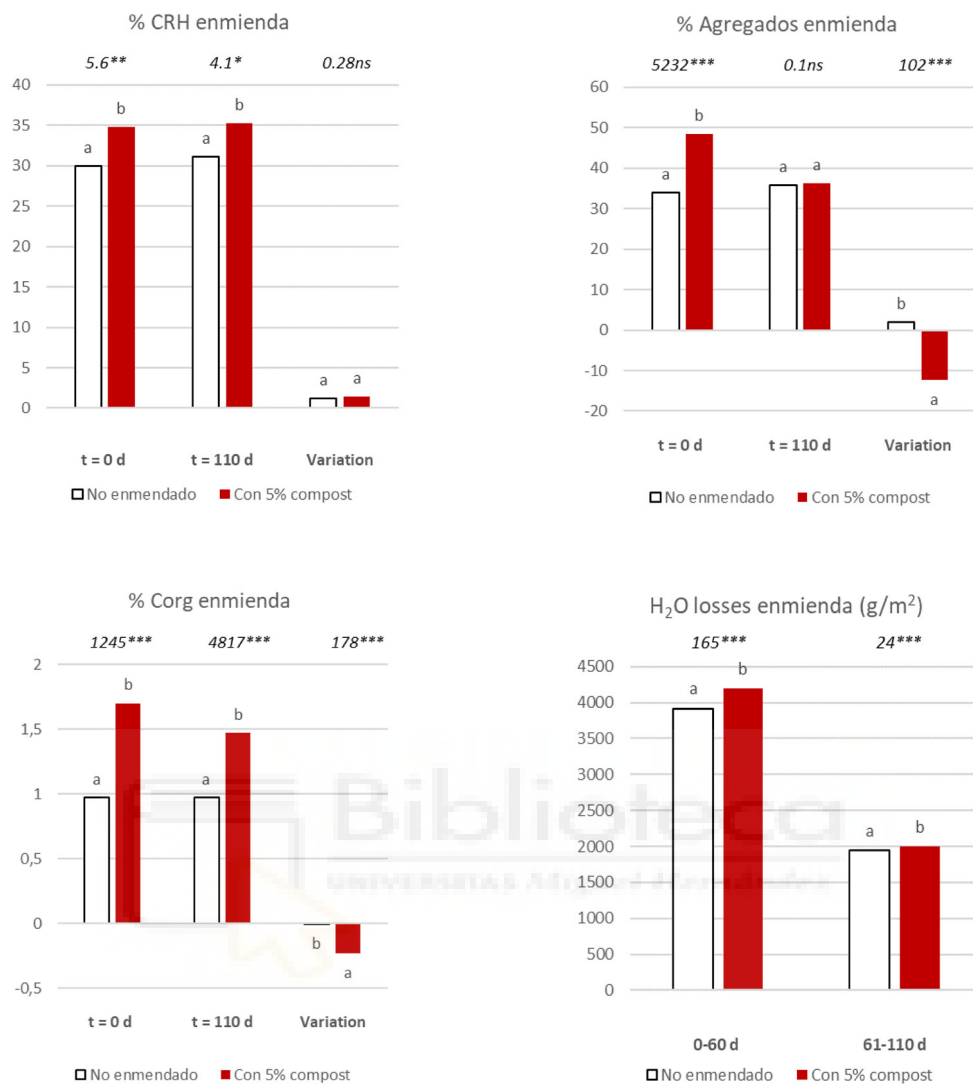


Figura 3.4.4. Análisis estadístico de la evolución de diferentes propiedades en función del uso o no de enmienda.

3.4.3.3. Efecto del mulch

Cuando consideramos la pérdida de agua al cabo de 60 días o 110 días, estamos estudiando el efecto residual de los tratamientos pues éstos sufren una evolución dependiente del tiempo transcurrido. En este sentido, cuando observamos la Figura 3.4.5., podemos concluir que el uso de mulching produce una pérdida de agua menor frente al suelo desnudo si consideramos el sistema que evoluciona desde la situación de capacidad de campo durante 60 días, ejerciendo un efecto protector en la evaporación del agua. Sin embargo, cuando producimos una lluvia artificial (20l/m²), el suelo desnudo pierde menos agua que los suelos con mulching, probablemente debido a que la mayoría del agua de lluvia no penetra en el suelo, sino que moja el mulching, siendo este menos

eficiente en su capacidad de retenerla. Como podemos esperar el uso de mulching no influye significativamente sobre el contenido en materia orgánica del suelo subyacente ni en la formación de agregados estables en tanto en cuanto no existe una mezcla de ambas fases.

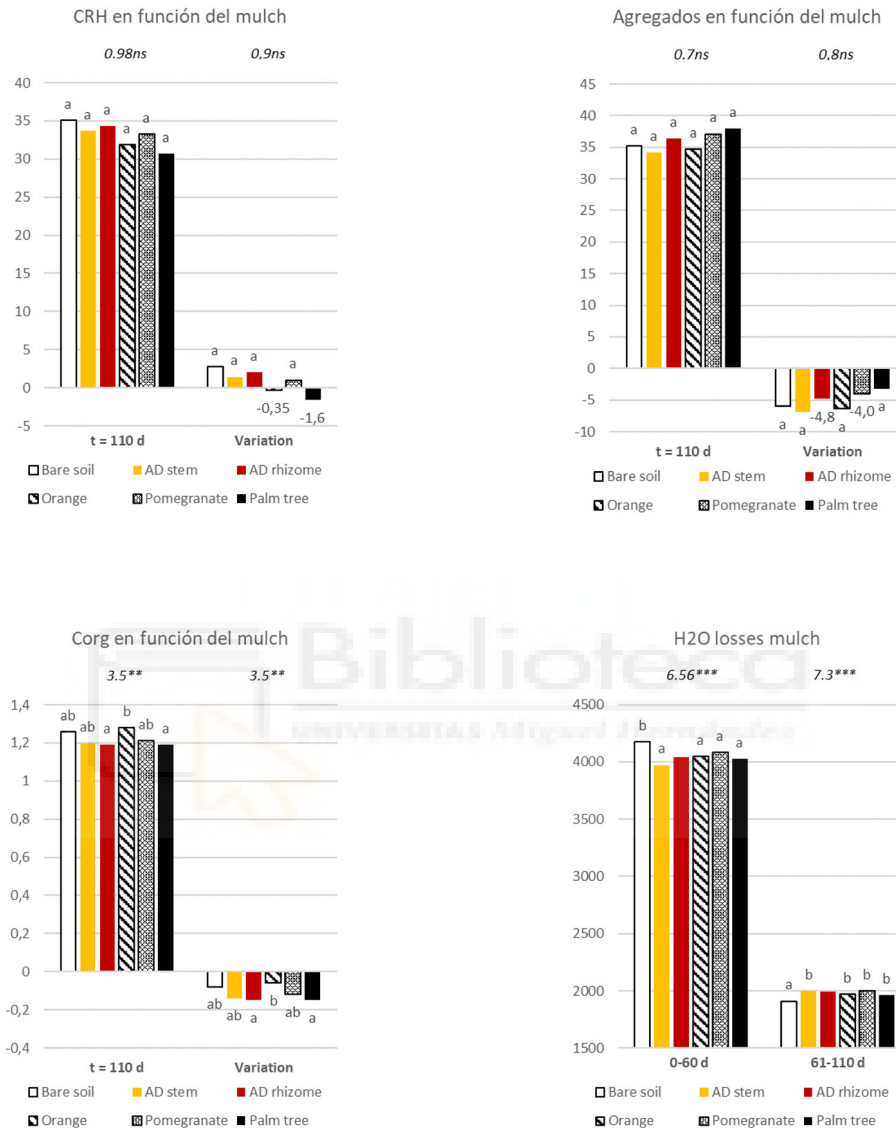


Figura 3.4.5. Análisis estadístico de la evolución de diferentes propiedades en función del tipo de mulching aplicado.

3.4.3.4. Estudio cinético de la pérdida de agua

La velocidad con la que se evapora el agua en un suelo es muy importante desde el punto de vista agronómico; se pretende que esa agua aportada al suelo (en definitiva, su CRH) esté dilatada en el tiempo, buscando la máxima disponibilidad de ella para la planta. Se quiere estudiar cómo afectan tanto la aportación o no de materia orgánica, y la aplicación de los diferentes materiales vegetales como mulch, comparándolos con el control. Para ello debemos conocer el gradiente térmico de los

sistemas y la dependencia de la temperatura del suelo de otros parámetros como la granulometría, la materia orgánica, las propiedades físicas e hidrofísicas del suelo.

Buscamos que las pérdidas por evaporación se dilaten en el tiempo (velocidades lentas de evaporación), consiguiendo curvas de evaporación que tengan pendientes suaves que permitan disponer a las plantas de dicha agua útil entre los periodos de riego. En definitiva, estudiamos la pérdida de agua a nivel cinético (correlacionado con el tiempo) y como las diferentes variables (tipo de suelo, adición de enmienda y tipo de mulching) afectan al proceso de evaporación de agua del suelo.

Análisis global de la pérdida de agua en cada tratamiento

Podemos observar de una manera general en la Figura 3.4.6 (izq.), la evolución de las pérdidas de peso agua calculadas en g/m^2 asociada a las pérdidas de agua, por evaporación, para los diferentes tipos de suelo. Se representa la variabilidad espacio-temporal del peso a lo largo de la experiencia (0-60 días y posteriormente al simular una lluvia de 20 l/m^2 , desde el día 60 hasta el día 110 del inicio). Se aprecian diferentes comportamientos respecto a la pérdida de peso del suelo asociada a la pérdida de agua por evaporación en función de los periodos analizados (0-60 o 61-110 días), del tipo del suelo y del aporte de materia orgánica o no y también, del tipo de mulching incorporado o su ausencia.

Al analizar el primer período (0-60 días), y de manera general las pérdidas de agua (en % de pérdida de peso) fueron mayores para los suelos francos, seguidos de los arcillosos y de los arenosos. Este comportamiento posiblemente fue debido a las diferencias en la cantidad de agua retenida, al inicio del ensayo (en situación de capacidad de campo), por cada tipo de suelo que fue mayor en el suelo franco y arcilloso que en el arenoso, y a la fuerza con que el agua queda retenida en la matriz.

Durante el segundo periodo de estudio (61-110 días) tras aportar la misma cantidad de agua a los suelos de las macetas, simulando un evento de lluvia de 20 l/m^2 , las pérdidas de peso del suelo por evaporación de agua se invirtieron siendo mayores para los suelos arenosos, seguidos de los arcillosos y francos.

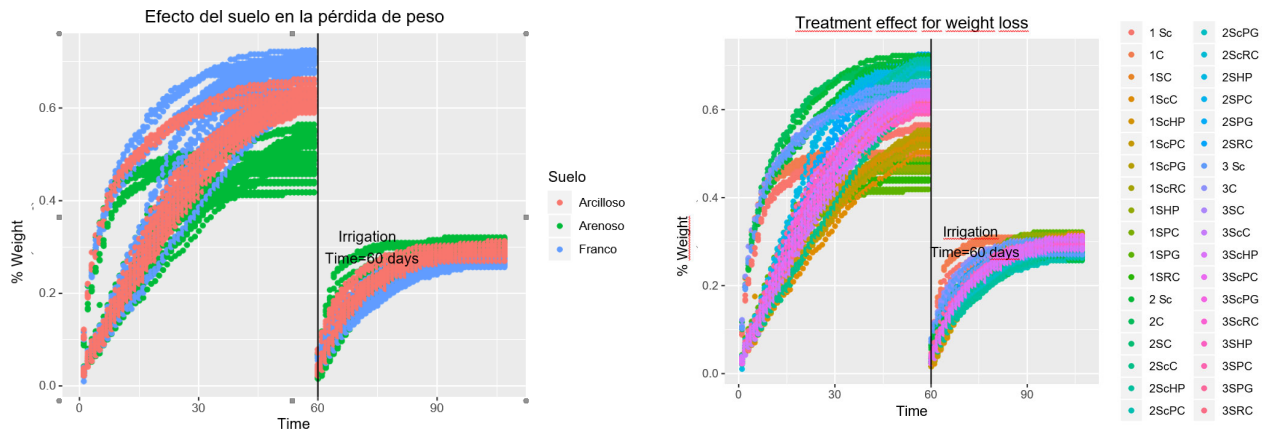


Figura 3.4.6. Evolución de las pérdidas de peso según el tipo de suelo (izq.) y Evolución de las pérdidas de peso según los diferentes tratamientos (der.).

La Figura 3.4.6. (der.), representa cada tratamiento con las diferentes variables de aporte o no de compost, aporte o no de mulching y tipo de mulching a los diferentes tipos de suelo.

A continuación, vamos a estudiarlo para cada tipo de suelo.

- **Suelo arenoso**

En la primera fase o etapa (0-60 días), se puede ver que el suelo desnudo (1Sc y 1C) son los que pierden más agua en breve espacio de tiempo comparándolos con los que tienen mulch. Entre estos dos (1Sc y 1C), también podemos observar que el suelo con compost (1Sc) durante los primeros días retiene mejor y más agua que el control (1C), disminuyendo su pérdida por evaporación. En el segundo periodo de 61-90 días, se aprecia mejor las diferencias en el comportamiento entre ellos, ya que la pendiente del 1C es mayor que la del suelo 1Sc, confirmando la propiedad de mayor capacidad retención de agua del suelo con compost, como se aprecia durante los primeros 15 días, tras la simulación de un riego de 20 Lm^{-2} (Figura 3.4.7.).

El efecto de los diferentes tipos de mulch sobre los diferentes escenarios también se pueden observar, si nos fijamos en las diferentes pendientes de las curvas, apreciamos que las pendientes de los suelos con mulch son muy inferiores a los suelos desnudos, indicándonos el papel fundamental del mulch para disminuir la evaporación del agua durante más tiempo, de esta forma el suelo permanece con mayor CRH en las mismas condiciones, es decir, la pérdida de peso asociada a la pérdida de vapor de agua es más lenta y, por consiguiente, se consigue retener el agua en el suelo durante más tiempo. Si tomamos como referencia el día 15, vemos que la pérdida de peso asociada al agua evaporada que se produjo en los suelos arenosos con mulching fue

aproximadamente el 50% de la que se produjo en los suelos desnudos. No existen grandes diferencias entre los sistemas suelo arenoso+mulching y suelo arenoso+compost+mulching.

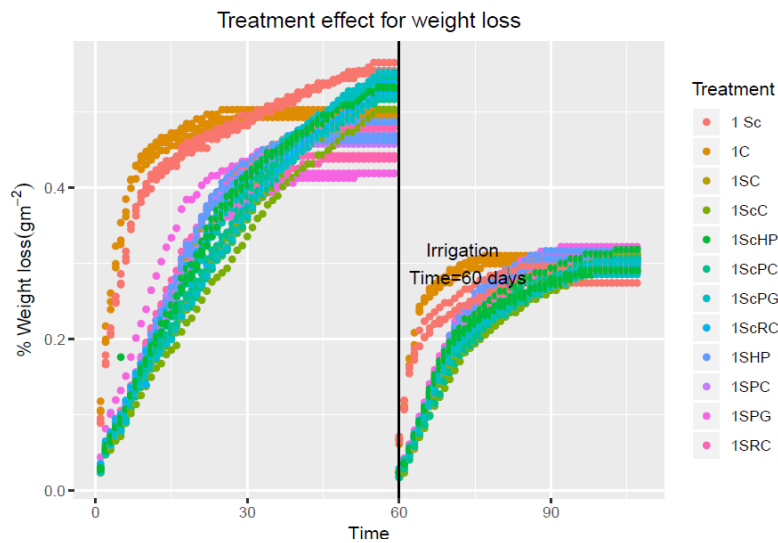


Figura 3.4.7. Evolución de las pérdidas de peso según los diferentes tratamientos en los suelos arenosos.

Para analizar mejor la pérdida de peso de agua en la experiencia, en la siguiente tabla 3.4.5., se muestran las diferencias de los pesos medios transcurridos 30 días desde el inicio del experimento (periodo similar al transcurrido entre dos riegos consecutivos en regadío tradicional). Observándose diferencias entre los suelos desnudos (1C y 1Sc) con el resto de los tratamientos que tenían mulch, viendo el efecto de disminución de las pérdidas de agua en los 30 primeros días del much; también tiene un efecto positivo la aportación del enmendante en el suelo arenoso con mulch.

Tabla 3.4.5. Pérdida de peso media en los suelos arenosos a los 30 días de tratamiento.

Propiedad	Media	SD	Mínimo	Me	Máximo
1C	0,4959	0,0067	0,4909	0,4933	0,5035
1Sc	0,4893	0,0070	0,4823	0,4894	0,4963
1SC	0,4142	0,0126	0,4016	0,4144	0,4267
1ScC	0,3543	0,0170	0,3358	0,3581	0,3692
1ScHP	0,4119	0,0074	0,4041	0,4128	0,4187
1ScPC	0,3741	0,0136	0,3613	0,3725	0,3885
1ScPG	0,3918	0,0261	0,3632	0,3977	0,4144
1ScRC	0,3942	0,0175	0,3760	0,3957	0,4108
1SHP	0,4208	0,0101	0,4122	0,4142	0,4194
1SPC	0,4125	0,0079	0,4039	0,4142	0,4194
1SPG	0,3971	0,0331	0,3748	0,3812	0,4351
1SRC	0,4094	0,0212	0,3875	0,4109	0,4298

SD: desviación estándar; Me: mediana.

En este tipo de suelo destaca el tratamiento suelo arenoso+enmendante+mulch de caña (1 ScC) y el suelo arenoso+ enmendante+mulch de poda de cítrico (1 ScPC), por su menor pérdida de agua ligadas a la evaporación, comparándolas con el control disminuyeron aproximadamente un 29% y un 25% respectivamente.

En las siguientes figuras se muestran el porcentaje de las pérdidas medias de peso asociadas a la pérdida de agua calculadas en g/m² en los distintos tratamientos del suelo arenoso en los dos periodos de estudio (0-60 y 61-110 días). En la primera etapa, Figura 3.4.8, las mayores pérdidas medias se produjeron en el suelo control (C) y en el suelo enmendado (Sc), frente a los suelos con mulch, luego su incorporación al suelo contribuyó a disminuir pérdidas medias de agua. Para el suelo arenoso el mulch de caña junto con la enmienda orgánica fue el tratamiento más efectivo, no observándose grandes diferencias entre los otros mulch ensayados.

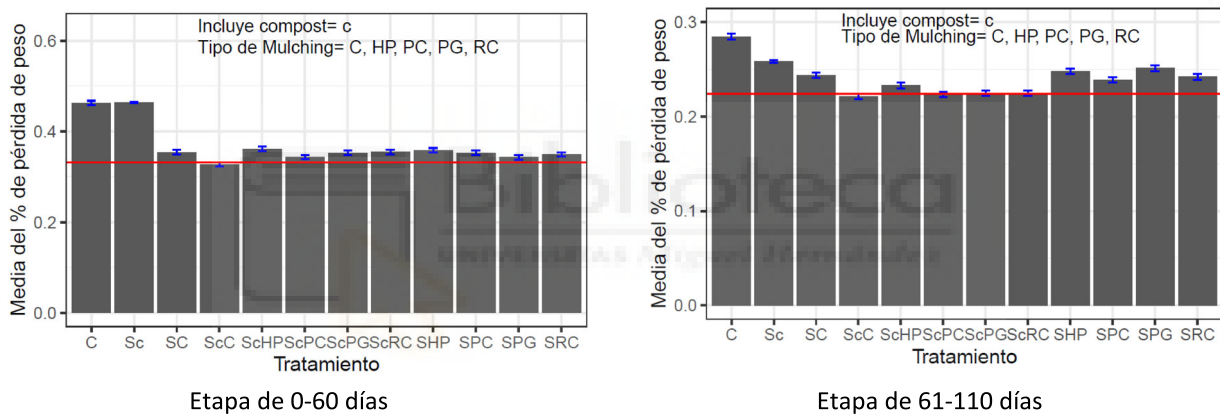


Figura 3.4.8. Efecto de los tratamientos en % de pérdida media de peso del suelo arenoso (0-60 días) y (61-110 días).

En la segunda etapa, las pérdidas medias de peso fueron menores respecto al primero por la menor cantidad de agua aportada al suelo en esta fase, observándose que el agua añadida permanece en contacto con el mulch en su mayoría y no interaccionaba con la matriz suelo o suelo-enmienda. Los suelos desnudos (control seguido del suelo enmendado), son los que mayores pérdidas medias de agua perdieron. El binomio enmienda y mulch en este tipo de suelo decrece el porcentaje de pérdidas medias de peso con respecto a los suelos donde sólo se incorporó el mulch.

- **Suelo franco**

El efecto del mulch y la sinergia mulch+enmienda tuvieron un efecto en la pérdida de agua, ralentizándolo en el tiempo con respecto a los suelos desnudos. Estos resultados se aprecian mejor en la primera fase (0-60 días). En la segunda (61-110 días) no se apreciaron diferencias claras entre los diferentes tratamientos, debido a que el efecto lluvia (20L/m²), el agua añadida permanece en contacto con el mulching en su mayoría y no interaccionaba con la matriz suelo o suelo-enmienda (Figura 3.4.9.).

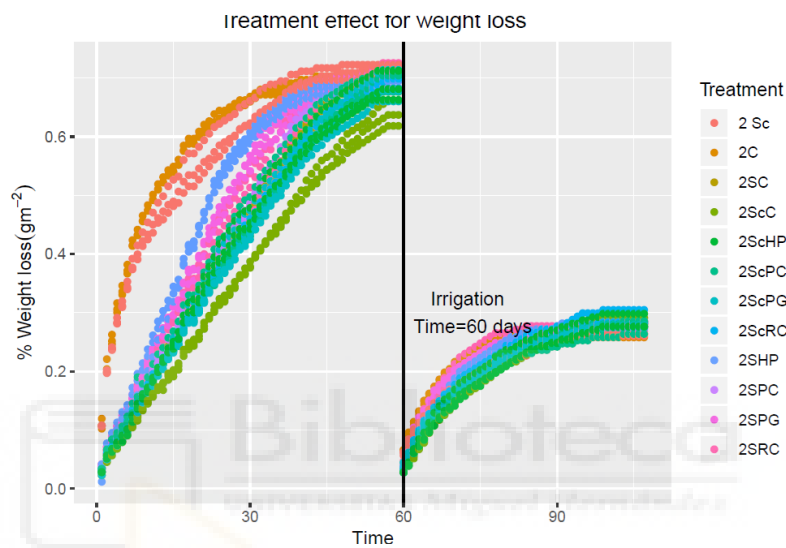


Figura 3.4.9. Evolución de las pérdidas de peso según los diferentes tratamientos en los suelos francos.

Para estudiar mejor la pérdida de peso de agua en la experiencia, en la siguiente tabla 3.4.6., se muestran las diferencias de los pesos medios transcurridos 30 días desde el inicio del experimento (periodo similar al transcurrido entre dos riegos consecutivos en regadío tradicional). Observándose diferencias importantes entre los suelos desnudos (2C y 2Sc) con el resto de los tratamientos que tenían mulch, viendo el efecto de disminución de las pérdidas de agua en los 30 primeros días del mulch; también tiene un efecto positivo la aportación del enmendante en el suelo franco con mulch. Destacando los tratamientos suelo franco+enmendante+mulch de caña (2ScC), el suelo franco+enmendante+mulch de poda de granado (2ScPG) y el suelo franco+ enmendante+mulch de poda de cítrico (2ScPC), por su pérdida de peso menor, comparándolas con el control disminuyeron aproximadamente un 43%, 33% y un 32% respectivamente.

Tabla 3.4.6. Pérdida de peso media en los suelos francos a los 30 días de tratamiento.

Propiedad	Media	SD	Mínimo	Me	Máximo
2C	0,6630	0,0047	0,6596	0,6611	0,6684
2Sc	0,6344	0,0232	0,6190	0,6231	0,6611
2SC	0,4594	0,0080	0,4525	0,4574	0,4682
2ScC	0,3808	0,0057	0,3765	0,3787	0,3872
2ScHP	0,4582	0,0185	0,4428	0,4532	0,4787
2ScPC	0,4565	0,0359	0,4305	0,4416	0,4975
2ScPG	0,4447	0,0260	0,4248	0,4352	0,4741
2ScRC	0,4498	0,0096	0,4416	0,4472	0,4604
2SHP	0,5986	0,0098	0,5881	0,6000	0,6076
2SPC	0,4808	0,0054	0,4752	0,4812	0,4860
2SPG	0,5555	0,0130	0,5418	0,5571	0,5677
2SRC	0,5026	0,0409	0,4574	0,5133	0,5371

SD: desviación estándar; Me: mediana

La siguiente figura muestra el porcentaje de las pérdidas medias de peso asociadas a la pérdida de agua calculadas en g/m² en los distintos tratamientos del suelo franco en los dos periodos de estudio (0-60 y 61-110 días). Para el primer periodo, las pérdidas mayores fueron para los suelos desnudos (C y Sc), frente a los suelos con mulch; lo que nos indica que el mulch contribuyó a disminuir pérdidas medias de agua. Para este tipo de suelo, el tratamiento que mejor resultado obtuvo fue el suelo+enmienda+mulch de caña(2ScC).

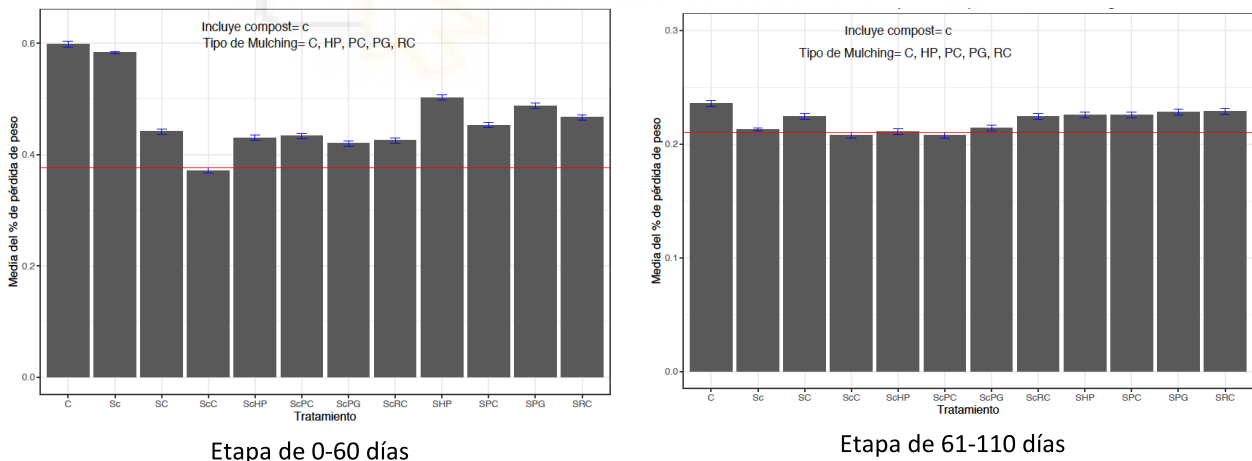


Figura 3.4.10. Efecto de los tratamientos en el % de pérdida media de peso del suelo franco (0-60 días) y (61-110 días).

En la etapa segunda (61-110 días), después del efecto lluvia, las pérdidas fueron menores; se puede apreciar diferencias menos significativas en los diferentes tratamientos, aunque destacan más las diferencias entre los suelos enmendados frente a los que no tenían ese aporte de enmienda, que el efecto del mulch empleado.

- **Suelo arcilloso**

Se puede observar el efecto de la presencia del mulch en la disminución de la pérdida de peso asociada a la pérdida de agua en forma de vapor en este tipo suelo. En la primera fase o etapa su efecto fue mayor, posiblemente debido al menor aporte de agua en la segunda etapa y a que el agua añadida permanece en contacto con el mulch en gran parte sin llegar a interactuar con la matriz del suelo. La estrategia combinada suelo+enmienda+mulch en los suelos arcillosos tuvo menor influencia que en los suelos arenosos y francos, posiblemente debido a la alta capacidad de retención de agua que presentan las arcillas y su mayor presencia en este tipo de suelo.

Si analizamos la figura 3.4.11. a los 15 días del inicio de la experiencia se observan diferencias entre las pérdidas de peso en los suelos con mulch independientemente de la presencia de materia orgánica o no respecto a los suelos sin mulching (3C y 3Sc).

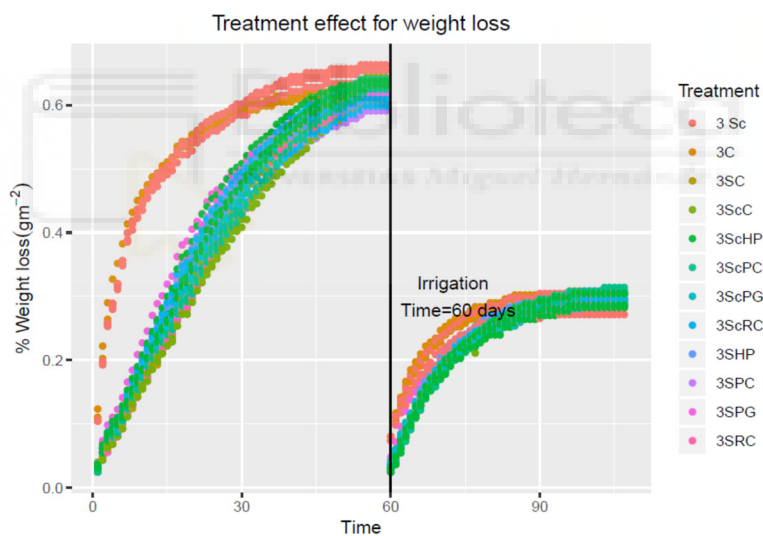


Figura 3.4.11. Evolución de las pérdidas de peso según los diferentes tratamientos en los suelos arcillosos.

Para analizar mejor la pérdida de peso de agua en la experiencia, en la siguiente tabla 3.4.7, se muestran las diferencias de los pesos medios transcurridos 30 días desde el inicio del experimento (periodo similar al transcurrido entre dos riegos consecutivos en regadío tradicional). Observándose diferencias entre los suelos desnudos (3C y 3Sc) con el resto de los tratamientos que tenían mulch, viendo el efecto de disminución de las pérdidas de agua en los 30 primeros días del mulch; también tiene un efecto positivo la aportación del enmendante en el suelo arcilloso con mulch.

En este tipo de suelo destacan los tratamientos suelo arcilloso+enmendante+mulch de caña (3ScC), suelo arcilloso+ mulch de caña (3SC) y el suelo arcilloso+enmendante+mulch de poda de cítrico (3ScPC), por su menor pérdida de agua ligadas a la evaporación, comparándolas con el control disminuyeron aproximadamente un 28%, 27% y un 26%, respectivamente.

Tabla 3.4.7. Pérdida de peso media en los suelos arcillosos a los 30 días de tratamiento.

Propiedad	Media	SD	Mínimo	Me	Máximo
3C	0,5888	0,0024	0,5861	0,5894	0,5909
3Sc	0,5948	0,0093	0,5842	0,5984	0,6017
3SC	0,4309	0,0018	0,4288	0,4319	0,4319
3ScC	0,4270	0,0228	0,4082	0,4205	0,4524
3ScHP	0,4854	0,0203	0,4700	0,4778	0,5084
3ScPC	0,4367	0,0112	0,4278	0,4329	0,4493
3ScPG	0,4635	0,0078	0,4576	0,4605	0,4723
3ScRC	0,4698	0,0263	0,4423	0,4723	0,4948
3SHP	0,4802	0,0136	0,4650	0,4847	0,4909
3SPC	0,4627	0,0294	0,4308	0,4683	0,4889
3SPG	0,4907	0,0181	0,4700	0,4985	0,5035
3SRC	0,4441	0,0160	0,4257	0,4522	0,4544

SD: desviación estándar; Me: mediana

En las siguientes figuras se muestran el porcentaje de las pérdidas medias de peso asociadas a la pérdida de agua calculadas en g/m² en los distintos tratamientos del suelo arcilloso en los dos periodos de estudio (0-60 y 61-110 días). En la primera etapa, Figura 3.4.12. las mayores pérdidas medias se produjeron en el suelo control (C) y en el suelo enmendado (Sc), frente a los suelos con mulch, luego su incorporación al suelo contribuyó a disminuir pérdidas medias de agua. En la gráfica también se puede observar que para el suelo arcilloso no existen diferencias significativas entre el binomio mulch+compost y sólo mulch, así como entre los otros mulch ensayados.

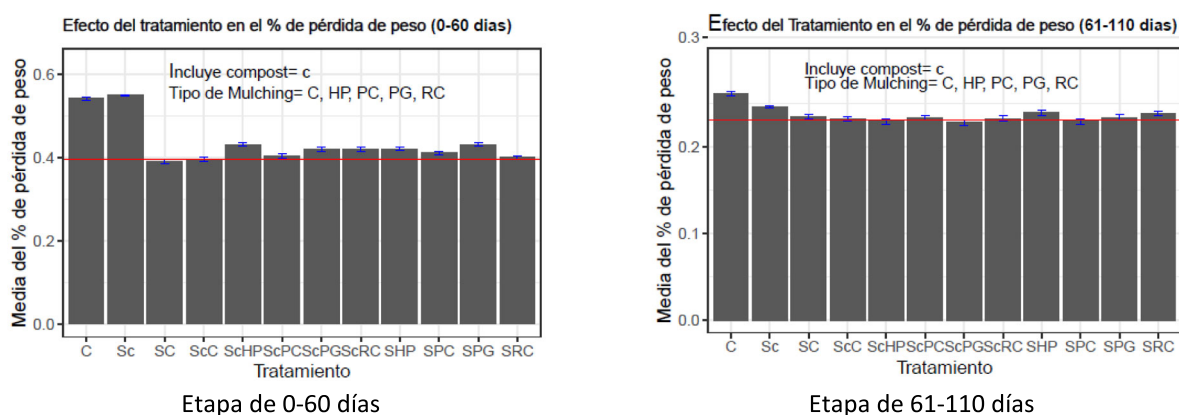


Figura 3.4.12. Efecto de los tratamientos en el % de pérdida media de peso del suelo arcilloso (0-60 días) y (61-110 días).

En la segunda etapa, las pérdidas medias de peso fueron menores respecto al primero por la menor cantidad de agua aportada al suelo en esta fase, además el agua añadida permanece en contacto con el mulch en su mayoría y no interaccionaba con la matriz suelo o suelo-enmienda. Los suelos desnudos (control seguido del suelo enmendado), son los que mayores pérdidas medias de agua perdieron. En este caso el tratamiento control (3 C) seguido del suelo enmendado (3 Sc), fueron los que mayores pérdidas de agua reportaron, pero las diferencias entre estos tratamientos y el resto no fue tan significativa como en el primer periodo. Para el suelo arcilloso el aporte o no de enmendante con la presencia de mulch disminuye las pérdidas medias de peso, aunque no se observan diferencias significativas respecto al tipo de mulch.

3.4.3.5. Ajuste cinético de la pérdida de agua

Analizar y comprobar a nivel cinético la pérdida de agua del sistema, considerando el sistema formado por tres elementos (suelo, enmienda y mulch), en la primera fase del estudio (0-60 días), nos permite estudiar estos tres elementos y su efecto en la velocidad de pérdida de agua. Para ello se ha realizado una regresión polinomial cuadrática del tiempo sobre la pérdida de peso y como factor de interacción el tipo de suelo, tipo de enmienda y tipo de mulching.

Con el análisis de la cinética nos encargamos del estudio de la rapidez de la pérdida de agua en el sistema, con el objetivo de ver la influencia de los factores que intervienen en ella (suelo, enmienda y mulch).

La expresión matemática que relaciona la rapidez de pérdida de peso con el tiempo se ajustaría a una ecuación de segundo grado, donde el ajuste de potencias mayores de t , como t^2 y su adición al modelo, junto a t , nos permite describir diversos tipos de curvatura en la relación *pérdida de peso-tiempo*. Para ello, se realiza una función polinomial de orden n (en nuestro caso de orden 2), buscando la predicción de una variable de respuesta cuantitativa a partir de una variable predictora cuantitativa.

La velocidad con que el sistema pierde agua estaría relacionada con la pendiente de la ecuación polinomial de segundo grado que se presenta a continuación.

$$\text{Pérdida de agua del sistema} = \beta_0 + \beta_1 t + \beta_2 t^2$$

Donde:

t : es el tiempo, expresado en días

β_0 : término independiente de la función cuadrática, que representa la repuesta promedio de la pérdida de agua del sistema, cuando $t=0$.

β_1 : pendiente para la t (coeficiente de efecto lineal).

β : pendiente para la t^2 (coeficiente de efecto cuadrático).

En el modelo ajustado el valor de β_0 indica la velocidad al inicio en $t=0$, el valor de β_1 es la pendiente para el tiempo (t) y cuanto menor es su valor (la curva está más tumbada) lo que nos indica que la pérdida de agua es más lenta, es decir, se pierde menos agua por unidad de tiempo. El valor de β es la pendiente para t^2 ; nos informa sobre la tasa de curvatura (a mayor valor de β aumenta la tasa y cuanto más pequeño el valor menor será su curvatura, Keller 1992) en relación con su evolución a lo largo del tiempo. Si β es menor que cero, nos indica que la parábola es convexa y si es mayor que cero es cóncava. Este valor es más significativo a tiempos más grandes.

- **Efecto del tipo de suelo**

En este punto se analiza únicamente el efecto del suelo sobre la pérdida de peso en el tiempo.

Como se aprecia en la Tabla 3.4.8. la curva con menor pendiente (valor $\beta_1= 0,01688$) corresponde al suelo arenoso; indicando una menor velocidad en la pérdida de agua, si nos fijamos en la Figura 3.4.13. el suelo arenoso acumuló menos pérdidas de agua, esto es debido a su menor capacidad de retención de agua en todos los suelos estudiados, por lo que su disponibilidad en el tiempo también fue menor, observándose que durante los primeros días (0-5 días) perdió mayor cantidad de agua, invirtiéndose esta tendencia con el paso de los días; siendo la estructura del suelo, el factor limitante al regular la capacidad de retención e infiltración de agua (Rabot, et al., 2018). Teóricamente el valor de la velocidad fue inferior al resto de suelos debido a que el suelo arenoso alcanzó antes el punto de marchitez permanente en los 60 días considerados en el modelo.

En el suelo franco y el suelo arcilloso las pendientes indicaron una mayor velocidad de pérdida de peso. En esta experiencia el suelo franco tiene mayor capacidad de retención y directamente es el que más rápido pierde el agua, así como el que más el tiempo tarda en perderla, como se puede apreciar en la Figura 3.4.13. El mayor contenido en carbono orgánico que mostró el suelo franco está directamente relacionado, ejerciendo un efecto positivo sobre la retención de agua en el suelo (Rawls et al., 2003 Yang et al., 2014; Williams et al., 2016).

Tabla 3.4.8. Coeficientes del modelo polinomial (β_0 , β_1 , β) y evaluación del ajuste del modelo a los datos obtenidos en función del tipo de suelo.

	Arcilloso	Arenoso	Franco
(Intercept)	0,04107*** (0,00422)	0,05487*** (0,00385)	0,03587*** (0,00524)
Tiempo	0,01994*** (0,00032)	0,01688*** (0,00030)	0,02067*** (0,00040)
Tiempo ²	-0,00017*** (0,00001)	-0,00016*** (0,00000)	-0,00016*** (0,00001)
R ²	0,88003	0,83616	0,86535
Adj. R ²	0,87991	0,83600	0,86523
Num. obs.	2124	2124	2112
RMSE	0,06257	0,05711	0,07628

***p < 0,001, **p < 0,01, *p < 0,05

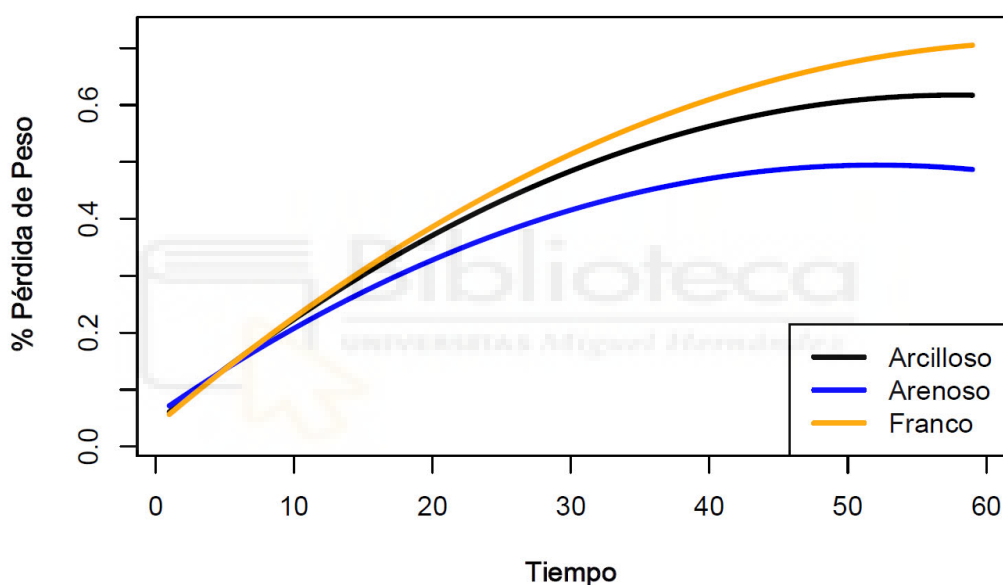


Figura 3.4.13. Efecto del tipo de suelo en la evolución de la pérdida de peso primera fase del estudio (0-60 días).

- **Efecto de la enmienda**

Independientemente queremos observar el efecto de la incorporación o no de la enmienda, en relación a la pérdida de peso en el tiempo. Para ello se analizó como variable única, sin tener en cuenta el tipo de suelo, ni la incorporación o no de los diferentes tipos de mulch empleados.

Los tratamientos se agruparon en:

- ✓ **Control:** suelos sin enmienda y sin mulch.
- ✓ **Suelo + mulch:** suelos sin enmienda y con mulch.
- ✓ **Suelo + compost:** suelos con enmienda con mulch y suelos con enmienda sin mulch.

En la Tabla 3.4.9., podemos observar que el suelo control y el suelo enmendado presentan igual valor de β_1 (0,0178), pero se diferencian en el valor de β_0 y β , influyendo en las diferencias en la velocidad inicial y en su evolución en el tiempo. El suelo control pierde inicialmente más rápido el agua que el resto siendo la velocidad de pérdida más lenta al final. El suelo enmendado pierde menos agua al principio que el control, siendo la evolución de las pérdidas de agua más sostenida en el tiempo. La adición de materia orgánica (enmienda) mejora de la capacidad de retención de agua, y la estabilidad de agregados, interviniendo de manera directa sobre la fracción arcillo-húmica del suelo (Mylavarapu and Zinati, 2009).

Por otro lado, la pérdida de peso del suelo+mulch es la menor que en el resto al inicio, siendo el valor de β_1 (0,0211) mayor, indicándonos que pierde menos agua al inicio, pero transcurridos unos días su pérdida de peso se iguala al tratamiento suelo + compost.

Observando la Figura 3.4.14, se aprecia una clara divergencia en la evolución del porcentaje de pérdidas de peso entre el suelo control sin mulch y sin enmienda y el resto de los tratamientos. Su porcentaje de pérdida de peso acumulada hasta aproximadamente el día 50 fue mayor, aunque al final los porcentajes de pérdidas de peso se igualaron ya que los suelos se dejaron hasta desecación.

Tabla 3.4.9. Coeficientes del modelo polinomial y evaluación del ajuste del modelo a los datos obtenidos en función la presencia de enmienda.

	Control	Suelo+mulch	Suelo+Compost
(Intercept)	0,25477*** (0,00968)	0,00202 (0,00403)	0,04331*** (0,00421)
Tiempo	0,01780*** (0,00074)	0,02111*** (0,00031)	0,01780*** (0,00032)
Tiempo ²	-0,00021*** (0,00001)	-0,00019*** (0,00000)	-0,00014*** (0,00001)
R ²	0,66528	0,87137	0,83004
Adj. R ²	0,66401	0,87128	0,82994
Num. obs.	531	2650	3179
RMSE	0,07186	0,06648	0,07591

***p < 0,001, **p < 0,01, *p < 0,05

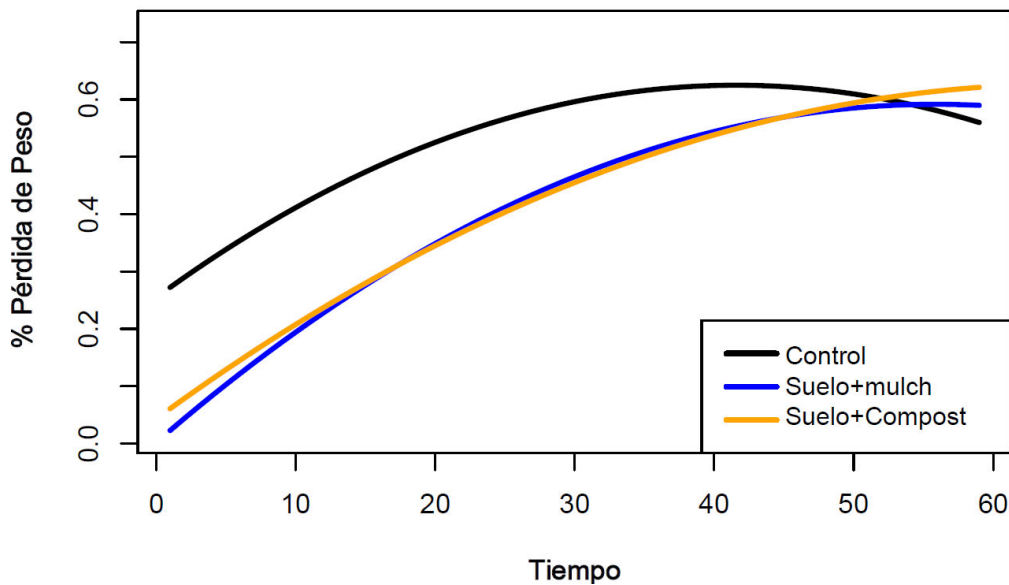


Figura 3.4.14. Efecto de la enmienda en la evolución de la pérdida de peso en la primera fase del estudio, según el modelo polinomial.

- **Efecto del tipo de mulch**

Se puede observar en la Tabla 3.4.10, los coeficientes del modelo polinomial y evaluación del ajuste del modelo a los datos obtenidos en función del tipo de mulching. La calidad del ajuste según R^2 nos indica que el modelo se adapta bastante bien a los datos obtenidos para cada tipo de mulching, sin embargo, no es tan preciso en el suelo desnudo (control).

Se aprecia el efecto de mulch en la disminución de pérdida de agua con respecto al control como indican muchos investigadores en sus diferentes experiencias (Wang et al., 2004; Bu et al., 2013; Chakraborty et al., 2008; Liu et al., 2015). Podemos resaltar de todos los mulch empleados, los de *Arundo donax* (TAd y RAd), presentan los menores valores de β y β_1 ; indicando una pérdida de peso por evaporación de agua del suelo más lenta, conservando durante más tiempo el agua del suelo a disposición de la planta.

Tabla 3.4.10. Coeficientes del modelo polinomial y evaluación del ajuste del modelo a los datos obtenidos en función del tipo de mulching.

	Control	(TAd)	(HPd)	(Pn)	(Pg)	(RAd)
(Intercept)	0,23825*** (0,00654)	0,00292 (0,00458)	-0,00094 (0,00577)	0,00479 (0,00525)	0,00720 (0,00612)	0,00819 (0,00538)
Tiempo	0,01793*** (0,00050)	0,01728*** (0,00035)	0,02171*** (0,00044)	0,01884*** (0,00040)	0,02017*** (0,00047)	0,01927*** (0,00041)
Tiempo ²	-0,00020*** (0,00001)	-0,00012*** (0,00001)	-0,00020*** (0,00001)	-0,00014*** (0,00001)	-0,00017*** (0,00001)	-0,00015*** (0,00001)
R ²	0,72110	0,93095	0,89701	0,91383	0,88091	0,90627
Adj. R ²	0,72057	0,92082	0,89681	0,91366	0,88069	0,90609
Num. obs.	1062	1060	1057	1059	1062	1060
RMSE	0,06863	0,04776	0,05956	0,05458	0,06422	0,05614

***p < 0,001, **p < 0,01, *p < 0,05

(TAd): tallo de *Arundo donax* L.; (HPd): hoja de palmera datilera (*Phoenix dactylifera*); (Pn): poda de naranjo (*Citrus sinensis* (L) Osback var. navel Lane late; (Pg): poda de granado (*Punica granatum*) var. Mollar; (RAd): rizoma de *Arundo donax* L.

En la Figura 3.4.15, se aprecia el efecto positivo que ejerce el mulch en la disminución de la pérdida de peso; observando que durante la primera fase la cobertura que indujo menores pérdidas de peso acumuladas fue el mulch de TAd, aunque al final las pérdidas se igualaron porque los suelos se dejaron hasta desecación, siendo el suelo desnudo el que mayor pérdida de peso sufrió.

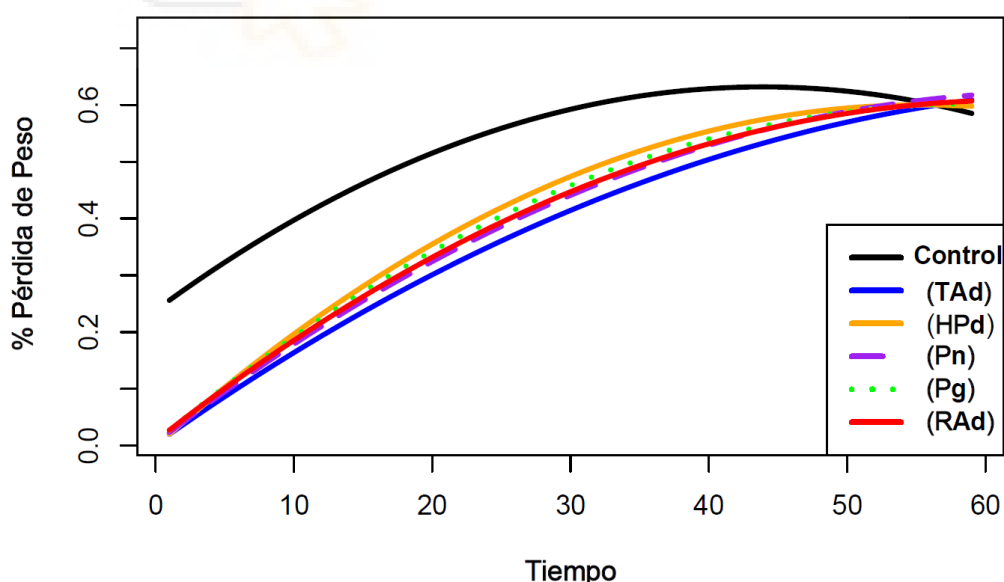


Figura 3.4.15. Efecto de tipo de mulching en la evolución de la pérdida de peso en la primera fase del estudio, según el modelo polinomial.

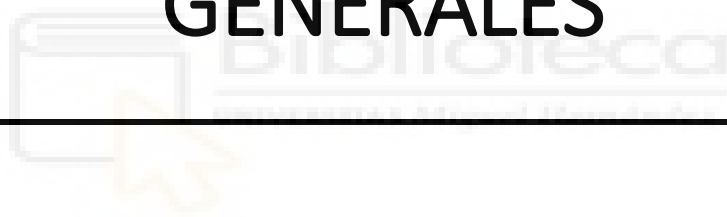
5. Conclusiones

Para los tres tipos de suelos, la presencia de mulch y la presencia simultánea de mulching y compost disminuyen las pérdidas de peso con respecto a los suelos desnudos, demostrando la efectividad de estas estrategias en el aumento de la disponibilidad potencial de agua para la planta. Apreciándose diferencias de la velocidad de evaporación en periodos de tiempo cortos. De los materiales empleados como mulch en este experimento, no se aprecian diferencias significativas, aunque parecen ser más eficientes los obtenidos a partir del tallo y rizoma de la caña común (*Arundo donax* L.) y poda de cítricos, siendo el menos eficiente la hoja de palmera (*Phoenix dactylifera* L.).

La adición de materia orgánica exógena mejoró el contenido en COS del suelo, la CRH y también mejoró la estabilidad de los agregados, aunque este aumento no persistió a lo largo del experimento, indicando que la inclusión de materia orgánica exógena no presupone la formación a largo plazo de complejos arcillo-húmicos. Pero podemos concluir que la existencia de un contenido basal de materia orgánica genera una menor evaporación en los suelos, siendo un indicador importante de la calidad del suelo, gracias entre otras propiedades a su capacidad de retención del agua (Casals et al. 2000; Eaton et al., 2008; Ghimire et al., 2017, Liu et al., 2006).

4. CONCLUSIONES

GENERALES



4. Conclusiones generales

En esta tesis centrada en el estudio y validación de soluciones para el uso de la biomasa de AD en el sector agrícola como i) ingrediente en procesos de agrocompostaje para la generación de biofertilizantes tipo compost, ii) material de cobertura de suelos agrícolas, podemos concluir en función de los resultados obtenidos:

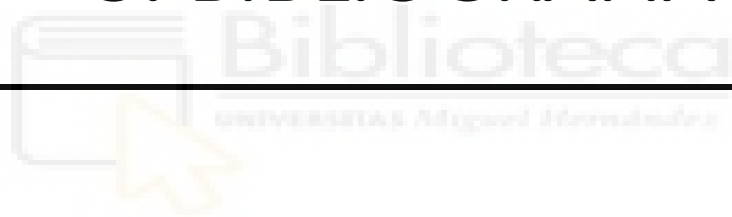
- Que *Arundo donax* L. es una especie con una elevada capacidad vegetativa en condiciones no ideales y específicamente en condiciones salobres (17,7 kg·m² y año, mayoritariamente en forma de rizoma, 76%), con elevada capacidad de fitoacumulación de sales.
- Que las propiedades físicas e hidrofísicas más destacables de AD se asocian a sus capacidades de aireación y porosidad, aunque la interacción con el agua es pobre, no constituyendo un material óptimo en la liberación de agua útil. La composición de AD a nivel de relación C/N le definen como un material potencialmente estructurante en función de su relación C/N media-alta (menor para el rizoma respecto a la parte aérea). El contenido en elementos nutrientes para la vida vegetal es en general baja, existiendo un equilibrio entre los contenidos de N y K, siendo muy baja la concentración de P.
- Que el uso de *Arundo donax* L. como un ingrediente significativo en co-compostaje de lodos EDAR y EDARI produce procesos eficientes a nivel de exotermia, pudiendo alcanzar AD hasta el 70%-80% s.m.s. en la mezcla, teniendo los biofertilizantes finales la calidad e higienización necesarias. Se obtuvieron compost con una composición fertilizante promedio en N-P₂O₅-K₂O de 1,5-2,1-0,9 (%), con un valor medio estimado de mercado de 36,2 €/t, teniendo en cuenta el contenido total NPK.
- Que el compost de AD-lodo utilizado en la validación (hortícola intensiva de espinaca) ha obtenido rendimientos estadísticamente similares a los fertilizantes complejos NPK de liberación lenta generalmente utilizados y a otros fertilizantes orgánicos y órgano-minerales. Su capacidad de sumidero de C ha sido la mayor, aunque ha sido eficientemente mineralizado durante el cultivo, son significativas las emisiones de CO₂ pero mínimas de N₂O. Ha inducido la presencia más elevada de nitratos en hoja (aunque verifica los niveles permisibles para consumo humano) probablemente asociado a la presencia de lodo en su formulación. También es el tratamiento que ha inducido mayores valores en las propiedades de valor añadido GAE y TEAC. El compost AD-lodo ha demostrado ser un sustituto eficiente

de otros escenarios de fertilización validando su viabilidad para la horticultura de hoja, favoreciendo entornos de economía circular.

- Que el uso de coberturas vegetales (mulch) en los suelos (independientemente de su granulometría) indujeron menores pérdidas por evaporación frente a los suelos sin mulch, y especialmente generaron diferencias significativas en la velocidad de evaporación en periodos de tiempo cortos. De los materiales empleados como mulch en este experimento, no se aprecian diferencias significativas, aunque parecen ser más eficientes los obtenidos a partir del tallo y rizoma de la caña común (*Arundo donax* L.) y poda de cítricos, siendo el menos eficiente la hoja de palmera (*Phoenix dactylifera* L.). Además, la adición de materia orgánica exógena (enmienda) mejoró el contenido hídrico y el carbono orgánico del suelo, y aumentó la capacidad de retención hídrica del suelo, siendo todos ellos aspectos clave en la resiliencia de los sistemas agrícolas al estrés hídrico.

Como **conclusión final** de la presente tesis podemos establecer que la gestión de la biomasa procedente de la extracción de la especie invasiva *Arundo donax* L. en uso directo como material de cobertura vegetal del suelo o de forma indirecta tras su co-compostaje han demostrado ser viables a nivel operativo, agronómico y medioambiental, generando soluciones locales, e integradas en procesos de economía circular. Este tipo de soluciones pueden evitar quemas y vertidos ineficientes a nivel de sostenibilidad, así como la recuperación de nutrientes y materia orgánica para un sector agrícola que debe aumentar su sostenibilidad y resiliencia al cambio climático y sus consecuencias.

5. BIBLIOGRAFÍA



- Abad, M. 1991. Los sustratos hortícolas y las técnicas de cultivo sin suelo. La horticultura Española en la CE. Ed. de Horticultura, S.L., Reus, pp 270-280.
- Abad, M., Martínez, M.D., Martínez, J. 1992. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. Actas de horticultura 11: 141-154.
- Abad, M., Noguera, P., Burés, N., 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. Bioresource Technology., 77: 197-200.
- Abalos, D., Sanz-Cobena, A., García-Torres, L., van Groenigen, J.W., Vallejo, A., 2013. Role of maize stover incorporation on nitrogen oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. Plant Soil, 364: 357-371.
- Abd El-Wahed, H. M., Baker G.A., Ali, M.M., Abd El-Fattah, Fatma A., 2017. Effect of drip deficit irrigation and soil mulching on growth of common bean plant, water use efficiency and soil salinity. Scientia Horticulturae, 225: 235-242.
- Abichandani, S. L., 2007. The Potential Impact of the Invasive Species *Arundo donax* L. on Water Resources along the Santa Clara River: Seasonal and Diurnal Transpiration. M.S. Thesis. University of California.
- Abrisqueta, C., Romero, M., 1969. Digestion húmeda rápida de suelos y materiales orgánicos. Anal. Edafol. Agrobiol., 27: 855-867.
- Abu-Reidah, I.M., Contreras, M.M., Arráez-Román, D., Segura-Carretero, A., Fernández-Gutiérrez, A., 2013. Reversed-phase ultra-high-performance liquid chromatography coupled to electrospray ionization-quadrupole-time-of-flight mass spectrometry as a powerful tool for metabolic profiling of vegetables: *Lactuca sativa* as an example of its application. Journal of Chromatography, 1313: 212–227.
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A., Gimeno, B.S. 2013. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment, 168: 25-36.
- Agulló, E., Martínez-Fernández, M., Bustamante, M.A., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Moral, R., 2015. Vermicomposting as an Added-Value Post-treatment for Livestock Waste Composts. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 46: 208-218.
- Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Getsi, J. and Weissteiner, C. (2003). Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilization and availability a review. European J. Soil. Biol., 39 (3): 107-116.
- Andreu Rodríguez, F.J., 2005. Aprovechamiento de la caña común (*Arundo donax* L.) y su aplicación como fibra de refuerzo del hormigón. Tesis doctoral. Escuela Politécnica Superior de Orihuela. Universidad Miguel Hernández.
- Andreu-Rodríguez F.J., Medina, E. Ferrandez-Garcia, M.T., Ferrandez-Villena, M., Ferrandez-Garcia, C.E., Paredes, C., Bustamante, M.A., Moreno-Caselles, J., 2013. Agricultural and industrial valorization of *Arundo donax* L. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 44: 598-609.
- Andreu-Rodríguez, J., Pérez-Espinosa, A., Pérez-Murcia, M.D., Moral, R., Agulló, E., Ferrández-Villena, M., Ferrández-García, M.T., Bustamante, M.A. (2017). Near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) for the assessment of biomass production and C sequestration by *Arundo donax* L. in salt-affected environments. Agricultural Water Management, 183: 94-100.
- Angelini, L.G., Ceccarini, L. and Bonari, E. 2005. Biomass yield and energy balance of giant reed (*Arundo donax* L.) cropped in central Italy as related to different management practices. European J. Agronomy, 22: 375–389.

- ANON. 2002. U.S. Fish and Wildlife Service, Region 2. Final recovery plan: Southwestern willow flycatcher (*Empidonax traillii extimus*). Albuquerque, NM: Southwestern Willow Flycatcher Recovery Team.
- APHA, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edn, American Public Health Association, Washington DC, USA.
- Artley, J. 1940. How to Make Double Reeds for Oboe, English Horn, and Bassoon.
- Atucha, A., Merwin, I.A., Brown, M.G., Gardiazabal, F., Mena, F., Adriazola, C., Goebel, M., Bauerle, T., 2013. Root distribution and demography in an avocado (*Persea americana*) orchard under groundcover management systems. *Funct. Plant Biol.*, 40: 507-515.
- Ayers R.S., Westcot, D.W., 1994. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper, 29 Rev. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Aysu, T. and MaşukKüçük, M., 2013. Liquefaction of giant reed (*Arundo donax* L.) by supercritical fluid extraction. *Fuel*, 103: 758-763.
- Autio W. R., Greene D. W., 1991. Improving the growth of newly planted apple trees. *Hortic. Sci.* 26: 840-843.
- Awasthi, M.K., Wang, Q., Ren, X., Zhao, J., Huang, H., Awasthi, S.K., Lahori, A.H., Li, R., Zhou, L., Zhang, Z. (2016). Role of biochar amendment in mitigation of nitrogen loss and greenhouse gas emission during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, 219: 270-280.
- Baldini, M., Da Borso, F., Ferfua, C., Zuilani, F., Danuso, F., 2017. Ensilage suitability and bio-methane yield of *Arundo donax* and *Miscanthus × giganteus*. *Industrial Crops Production*. 95: 264-275.
- Banegas, V., Moreno, J.L., Moreno, J.I., García, C., León, Hernández, G.T., 2007. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management*. 27: 1317-1327.
- Barreca, F., Martínez Gabarrón, A., Flores Yepes, J.A., Pastor Pérez, J.J., 2019. Innovative use of giant reed and cork residues for panels of buildings in Mediterranean area. *Resources, Conservation & Recycling*, 140: 259–266.
- Batjes, N.H., 2014. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 65: 10–21.
- Bernal, M.P., López-Real, J.M., Scott, K.M., 1993. Application of natural zeolites for the reduction of ammonia emissions during the composting of organic wastes in a laboratory-composting simulator. *Bioresource Technology*, 43: 35-39.
- Bernal, M.P., Navarro, A.F., Roig, A., Cegarra, J., García, D., 1996. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biol. Fertil. Soils* 22, 141-148.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology*, 63: 91-99.
- Bernal, M.P. (2008). Compost: production, use and impact on carbon and nitrogen cycles. *Proceedings 631, International Fertiliser Society, York (UK)*, 36.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. *Bioresource Technology*, 100: 5444-5453.
- Böhmer, A., Pich, A., Schmidt, M., Haghikia, A., and Tsikas, D., 2016. Evidence by chromatography and mass spectrometry that inorganic nitrite induces S-glutathionylation of hemoglobin in human red blood cells. *J. Chromatography B*, 1019: 72–82.
- Bosch Mayol, M.; Costa, J.L.; Cabria, F. N., Aparicio, V.C., 2012. Relación entre la variabilidad espacial de la conductividad eléctrica y el contenido de sodio del suelo. *Ciencias del suelo (Argentina)*, 30(2): 95-105.

- Brundtland, G.H., 1987. "Our common Future". Oxford, Oxford University Press.
- Bu, L.D., Liu, J.L., Zhu, L., Luo, S.S., Chen, X.P., Li, S.Q., Hill, R.L., Zhao, Y. (2013). The effects of mulching on maize growth, yield and water use in a semi-arid region. *Agric. Water Manag.*, 123: 71–78.
- Bustamante, M.A., Paredes, C, Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Bernal, M.P., 2007. Co-composting of distillery and winery wastes with sewage sludge. *Water Sci. Technol.*, 56: 187–192.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R., 2008. Co-composting distillery wastes with animal manure: carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability *Chemosphere*, 72: 551-557.
- Bustamante, M.A., Albuquerque, J.A., Restrepo, A.P., De la Fuente, C., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M.P., 2012. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass Bioenergy*, 43: 26-35.
- Casals, P., Cortina, J., Bottner, P., Coûteaux, M.M., Vallejo, V.R. 2000. CO₂ efflux from a Mediterranean semi-arid forest soil. I. Seasonality and effects of stoniness. *Biogeochemistry*, 48: 261-281.
- Callejón-Ferré, A.J.; López Martínez, J.A., 2009. Briquettes of plants remains from de greenhouses of Almeria (Spain). *Span J. Agri. Res.*, 7: 525-534.
- Caparrós, S., Ariza, J., Hernanz, D., Díaz, M.J. (2006). Arundo donax L. valorization under hidrothermal and pulp processing. *Ind. Eng. Chem. Res.* 45: 2940-2948.
- Ceccanti B., Masciandaro G., Macci C., 2007. Pyrolysis-gas chromatography to evaluate the organic matter quality in a mulched soil. *Soil Tillage Res.* 97:71-78.
- Cerdá, E., Khalilova, A., 2016. Economía circular. *Economía circular, estrategia y competitividad empresarial*, 401: 11-20.
- Cerdà, A., González-Pelayo, Ó., Giménez-Morera, A., Jordán, A., Pereira, P., Novara, A., Brevik, E.C., Prosdocimi, M., Mahmoodabadi, M., Keesstra, S., Orenes, F.G., Ritsema C.J., 2016. Use of barley straw residues to avoid high erosion and runoff rates on persimmon plantations in Eastern Spain under low frequency–high magnitude simulated rainfall events. *Soil Res.* 54: 154-165.
- Cerdá, A., Rodrigo Comino, J., Giménez Morera, A., Keesstra, S., 2017. An economic, perception and biophysical approach to the use of oat Straw as mulch in Mediterranean rainfed agricultura land. *Ecological Engineering*, 108: 162-171.
- Chakraborty, D., Nagarajan, S., Aggarwal, P., Gupta, V.K., Tomar, R.K., Garg, R.N., Sahoo, R.N., Sarkar, A., Chopra, U.K., Sarma, K.S.S., Kalra, N., 2008. Effect of mulching on soil and plant water status, and the growth and yield of wheat (*Triticum aestivum* L.) in a semi-arid environment. *Agric. Water Manag.* 95: 1323–1334.
- Chen, Y.C., Murthy, S.N., Hendrickson, D., Araujo, G., Higgins, M.J., 2011. The effect of digestion and dewatering on sudden increases and regrowth of indicator bacteria after dewatering. *Water Environ: Res* 83 (9): 773-83.
- Chen L., Sela S., Svoray T., & Assouline S. 2013. The role of soil-surface sealing, microtopography, and vegetation patches in rainfall-runoff processes in semiarid areas. *Water Resources Research*: 49, 5585–5599.
- Christou, M. 2001. Giant reed in Europe. In: *Proceedings of the First World Conference on Biomass for Energy and Industry*, Sevilla, Spain, 5–9 June 2000, pp. 2089–2091.

- Cirillo, C., Y. Roupael, C. El-Nakhel, A. Pannico, M. Sorrentino, V. Cirillo, R. Caputo, S. De Pascale, 2018. Valorisation of biorefinery by-products in potted ornamental shrub cultivation: effects on growth, water relations and leaf gas exchanges. *ISHS Acta Horticulturae* 1215: International Symposium on Greener Cities for More Efficient Ecosystem Services in a Climate Changing World.
- Cobertera, E. (1993). *Edafología aplicada: suelos, producción agraria, planificación territorial e impactos ambientales*. Ed. Catedra, p. 326.
- COM, 2015. *Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular*. Bruselas, p.1-24.
- COM, 2017. *Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. On the Implementation of the Circular Economy Action Plan*. 33 end. Brussels. 26, p. 1
- Comino, F., Aranda, V., Domínguez-Vidal, A., Ayora-Cañada, M.J., 2017. Thermal destruction of organic waste hydrophobicity for agricultural soils application. *Journal of Environmental Management*. 202: 94-105.
- Cosentino, S.L., Copani, V., D'Agosta, G.M., Sanzone, E. and Mantineo, M. 2006. First results on evaluation of *Arundo donax* L. clones collected in Southern Italy. *Industrial Crops and Products* 23: 212-222.
- Costa, F., García, C., Hernández, T., Polo, A. 1991. *Residuos Orgánicos Urbanos. Manejo y Utilización*. Ed.: CSIC-CEBAS. Murcia.
- Corno, L., Pili, R., Tambone, F., Scaglia, B., Adani, F., 2015. New energy crop giant cane (*Arundo donax* L.) can substitute traditional energy crops increasing biogas yield and reducing costs. *Bioresource Technology*, 191: 197-204.
- Cros, S.A. (1983). *Manual de suelos vegetales y aguas de riego*. Servicio Agronómico.
- Curt, M.D., 2009. *Cultivo de caña común (Arundo donax L.) para producción de biomasa*. Hojas Divulgadoras, núm. 2129 HD. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 24 pp. ISBN: 978-84-491-0891-4
- Das, K.C., Tollner, E.W., Tornabene, T.G., 1998. Composting pulp and paper industry wastes: process design and product evaluation. *Compost in the Southeast: Proceedings of the 1998 Conference*. Athens, GA, 129–123.
- Das, S. Hussain, N., Gogoi, B., Buragohain, A.K., Bhattacharya, S.S. 2017. Vermicompost and farmyard manure improves food quality, antioxidant and antibacterial potential of *Cajanus cajan* (L. Mill sp.) leaves. *J Sci Food Agric* 2017; 97: 956–966
- Dahiya R., Ingwersen J., Streck T., 2007. The effects of mulching and tillage on the water and temperature regimes of a loess soil: experimental findings and modeling. *Soil Tillage Res.* 96:52-63.
- D'Antonio, C. M., Vitousek, P.M., 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23: 63–87.
- De Bertoldi, M., Frassinetti, S., Bianchi, L., Pera, A., 1985. Sludged Hygization with difeferent compost system. En: *Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation process*. Pp. 39-45. Elsevier Applied science publishers.
- De Boodt, M., 1975. Use of soil conditioners around the world. *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ.*, 7: 1-12.
- Decisión 2014/955/UE. Decisión de la Comisión de 18 de diciembre de 2014 por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE, sobre la lista de residuos, de conformidad con la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo.
- Decruyenaere, J.G., Holt, J.S., 2001. Seasonality of clonal propagation in gian reed. *Weed Science*, 49:760-767.

- Deltoro, V., Jimenez Ruíz, J., Vilán Fraqueiro, X.M., 2012. Bases para el manejo y control de *Arundo donax* L. (caña común). Colecciones manuales técnicos de Biodiversidad, Consellería de Infraestructures, Territori i Medi Ambient Generalidad Valenciana.
- Dermirbas, A., 2005. Bioethanol from cellulosic materials a renewable motor fuel from biomass. *Energ. Sourc.* 27: 327-333.
- Detzel, A., Vogt, R., Fehrenbach, H., Knappe, F., Gromke, U., 2003. Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung und internationale Richtlinien: Teilbericht Abfall/Abwasser. IFEU Institut - Öko-Institut e.V. 77 p.
- Dickerson, George W., 2002. «Commercial vegetable production with plastic mulches.» Cooperative extension service of New Mexico State University, Guide H-245.
- Di Nasso, N., 2008. Sulla valutazione di *Arundo donax* L. come coltura da biomassa a destinazione energetica, Ph.D. Thesis, University of Pisa.
- Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura.
- Directiva 91/271/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- Directiva 98/15/CE de la Comisión de 27 de febrero de 1998 por la que se modifica la Directiva 91/271/CEE del Consejo en relación con determinados requisitos establecidos en su anexo I.
- Directiva 1999/31/CE del Consejo de 26 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos.
- Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas.
- Directiva (UE) 2018/850 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos.
- 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.
- Dong H., Li W., Tang W., Zhang D., 2008. Furrow seeding with plastic mulching increases stand establishment and lint yield of cotton in a saline field. *Agron. J.* 100:1640-1646.
- Doublet, J., Francou, C., Poitrenaud, M., Houot, S., 2011. Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting; consequences on compost organic matter stability and N availability. *Bioresource Technology*, 102: 1298-1307
- Eaton, J.M., McGoff, N.M., Byrne, K.A., Leahy, P., Kiely, G., 2008. Land cover change and soil organic C stocks in the Republic of Ireland 1851–2000. *Clim. Chang.*, 91:317–334.
- EFSA, 2008. Nitrate in vegetables Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain. *The EFSA Journal*, 689: 1-79.
- Ellison, W.D., 1947. Soil Erosion Studies. Parts I-VII. *Agricultural Engineering*, 28: 5-442.
- Erenstein O., 2002. Crop residue mulching in tropical and semi-tropical countries: An evaluation of residue availability and other technological implications. *Soil Tillage Res.* 67:115-133.
- European Normalization Committee (ENC), Standard Reference EN 12014- 4:2005. Foodstuffs: Determination of nitrate and/or nitrite content. Part 4: Ion-exchange chromatographic (IC) method for the determination of nitrate and nitrite content of meat products. CEN-CENELEC Management Centre, Brussels, 2005.

- FAO and ITPS, 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAOSTAT, 2017. Food and Agriculture Organization of the United Nations database. URL: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC> (Last accessed February 2, 2018).
- FAOSTAT, 2019. Food and Agriculture Organization of the United Nations database. URL: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC> (Last accessed September 23, 2019).
- Farina, R., Testani, E., Campanelli, G., Leteo, F., Napoli, R., Canali, S., Tittarelli, F., 2018. Potential carbon sequestration in a Mediterranean organic vegetable cropping system. A model approach for evaluating the effects of compost and Agro-ecological Service Crops (ASCs). *Agric. Syst.*, 162: 239-248.
- Farrell, M., Jones, D.L., 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource Technology*, 100: 4301-4310.
- Ferrández García, C.E., 2013. Valorización agro-industrial de residuos lignocelulósicos (*Arundo donax* L., *Washingtonia robusta* H. Wendl). Tesis doctoral. Escuela Politécnica Superior de Orihuela. Universidad Miguel Hernández.
- Fischer, G., Prieter, S., Van Velthuisen, H., Bernoles, G., Faaikij, A., Londo, M., De Wit, M., 2010. Biofuel production potential in Europe: sustainable use of cultivated land and postures, Part II: land use scenarios. *Biomass Bioenerg.* 34: 173-187.
- Freibauer A., Rounsevell M.D.A., Smith P., Verhagen J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe *Geoderma*, 127: 1-23.
- Fükely, G., Benedek, S., 2010. Composting to recycle biowaste. *Sustainable Agriculture Reviews*, 3: 319-346.
- Fukumoto, Y., Suzuki, K., Kuroda, K., Waki, M., Yasuda, T., 2011. Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. *Bioresource Technology*, 102:1468-1474.
- Gan, Y.T., Siddique, K.H.M., Turner, N.C., Li, X.G., Niu, J., Yang, C., Liu, L., 2013. Ridge-furrow mulching systems—an innovative technique for boosting crop productivity in semiarid rain-fed environments. *Advan. Agron.* 118:429–476.
- García, C., Hernandez, T. and Costa, F., 1991. The influence of composting on the fertilizing value of an aerobic sewage sludge. *Plant and Soil* 136: 269–272.
- García-Chevesich, P., 2008. Procesos y control de la erosión. Outskirts Press Denver, 274.
- García-Ortuño, T.; Carbonell-Barrachina, A.A.; Andreu-Rodríguez, J.; Ferrández-García, M.T.; Calín-Sánchez, A.; Ferrández-Villena, M.; Ferrández-García, C.E., 2013. Convirtiendo residuos en recursos: Estudio del efecto de envases de caña común en la vida útil y la calidad de tomates y fresas. *Cien. Inv. Agr.* 40: 149-159.
- Gent, M.P.N. 2016. Effect of Irradiance and Temperature on Composition of Spinach. *Hortscience* 51(2):133–140.
- Ghimire, R., Lamichhane, S., Archarya, B.A., Bista, P., Sainju U.M. 2017. Tillage, crop residue, and nutrient management effects on soil organic carbon in rice-based cropping systems: a review. *J. Integr. Agric.*, 16: 1-15.
- Giménez-Morera, A., Sinoga, J.D.R., Cerdà, A., 2010. The impact of cotton geotextiles on soil and water losses from Mediterranean rainfed agricultural land. *Land Degrad. Dev.*, 21: 210-217.

- GISD, 2017. Global Invasive Species Database. Invasive Species Specialist Group (ISSG) of the Species Survival Commission (SSC) of the International Union for Conservation of Nature (IUCN).
- Gómez, J.A., Infante-Amate, J., de Molina, M.G., Vanwalleghem, T., Taguas, E.V., Lorite I., 2014. Olive cultivation, its impact on soil erosion and its progression into yield impacts in Southern Spain in the past as a key to a future of increasing climate uncertainty. *Agriculture*, 4: 170-198.
- Gómez-Rico, M.F., Font, R., Fullana, A., Martín-Gullón, I., 2005. Thermogravimetric study of different sewage sludges and their relationship with the nitrogen content. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 74: 421-428.
- Gordon, D.R., Menke, J.M., Rice, K.J., 1989. Competition for soil water between annual plants and blue oak (*Quercus douglasii*) seedlings. *Oecología*, 79: 533-541.
- Goswami L., Nath A., Sutradhar S., Bhattacharya S. S., Kalamdhad A., Vellingiri K., Kim K., 2017. Application of drum compost and vermicompost to improve soil health, growth, and yield parameters for tomato and cabbage plants. *Journal of Environmental Management*, 200: 243-252.
- González Granado, I.C., 2015. Generación, caracterización y tratamiento de lodos de EDAR. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Córdoba.
- Guerrero, C., Gómez, I., Moral, R., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J., Hernández, T., 2001. Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery. *Bioresource Technology*, 76: 221–227.
- Günes, K., Saygin, Ö. 1996. Productivity of the energy crops. Giant reed and sweet sorghum in Turkey. *Fresen Environ Bull* 5 (11): 756-761.
- Gutiérrez M., Villa F., Cotrina F., Albalat A., Macua J., Romero J., Sanz J., Uribarri A., Sábada S., Aguado G. y del Castillo J., 2003. Utilización de los plásticos en la horticultura del valle medio del Ebro. Dirección General de Tecnología Agraria. Informaciones Técnicas. España
- Harada, Y., e Inoko, A., 1980. The measurement of the cation-exchange capacity of compost for the estimation of the degree of maturity. *Soil Sci. Plant Nutr*, 26:127-134.
- Hatfield J.L., Sauer T.J., Prueger J.H., 2001. Managing soils to achieve greater water use efficiency: A review. *Agron. J.* 93:271-280.
- Hayes, D.G., Dharmalingam, S., Wadsworth, L.C., Leonas, K.K., Miles, C., Inglis, D.A., 2012. Biodegradable agricultural mulches derived from biopolymers. K. Khemani, C. Scholz (Eds.), *Degradable Polymers and Materials: Principles and Practice*. ACS Symposium Series 939, American Chemical Society, Washington D.C, pp. 201-223
- Haynes R.J., 1980. Influence of soil management practice on the orchard agro-ecosystem. *Agro-Ecosystems* 6:3-30.
- Hernandez, A.B., Ferrasse, J.H., Akkache, S., Roche, N., 2015. Thermochemical conversion of sewage sludge by TGA-FTIR analysis: Influence of mineral matter added. *Drying Technol.*, 33: 1318-1326.
- Herrera, Angelica M. and Dudley Tom L., 2003. Reduction of riparian arthropod abundance and diversity as a consequence of giant reed (*Arundo donax* L.) invasión. *Biological Invasions* 5: 167–177.
- Hidalgo, M., Fernandez, J. 2001. Biomass production of ten populations of giant reed (*Arundo donax* L.) under the environmental conditions of Madrid (Spain). In: Kyritsis S, Beenackers AACM, Helm P, Grassi A, Chiamonti D, editors. *Biomass for Energy and Industry: Proceeding of the First World Conference*, Sevilla, Spain, 5–9 June 2000. London: James & James (Science Publishers) Ltd., 2001. p. 1881–1884.
- Hogue E.J., Neilsen G.H., 1987. Orchard floor vegetation management. *Hortic. Rev.* 9:377-430.

- Hue, N.V., Liu, J., 1995. Predicting compost stability. *Compost Sci. Util* 3: 8-15.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1989. Evaluation of city refuse compost maturity. A review. *Biol. Wastes*, 27: 115-142.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1992a. Composting of domestic refuse and sewage sludge, II: evolution of carbon and some "humidification" indexes. *Resource, Conservation and Recycling*, 6: 243-257.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1992b. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, ecosystems and Environment*, 38: 331-343.
- Iglesias Jiménez, E., Barral Silva; M.T., Marhuenda Egea, F.C., 2008. Cap 11. Compostaje. Ed. Mundi-Prensa.
- Impagliazzo, A., Mori, M., Fiorentino, N., Di Mola, I., Ottaiano, L., De Gianni, D., Nocerino, S., Fagnano, M., 2017. Crop growth analysis and yield of a lignocellulosic biomass crop (*Arundo donax* L.) in three marginal areas of Campania region. *Italian Journal of Agronomy*, 12:755.
- Infante A., 2004. Abonos verdes y mulch. *Chile Agrícola* 29:30-31.
- Ingelmo F., Delgado J.L., 2008. Effect of the application of compost on the physical and chemical properties of the soil. *Composting*. Ed Mundiprensa. Madrid.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 5. Waste. Report. Available at <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2019. IPCC Climate Change and Land. An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Cap. V. Food security. Volume 5. Available at <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2020/02/SRCCL-Chapter-5.pdf>.
- IUCN, "The IUCN Red List of Threatened Species". Versión 2014.3 <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 10 January 2015.
- Jara-Samaniego, J., Perez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Perez-Espinosa, A., Paredes, C., Lopez, M., Lopez-Lluch, D.B., Gavilanes-Teran, I., Moral, R., 2017. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. *J. Cleaner Prod.*, 141:1349-1358.
- Jäckel, U., Thummes, K., Kämpfe, J., 2005. Thermophilic methane production and oxidation in compost. *Microbiology Ecology (FEMS)*, 52: 175-184.
- Lin, J., Zhu, G., Wei, J., Jiang, F., Wang, M-w., Huang, Y., 2018. Mulching effects on erosion from steep slopes and sediment particle size of gully colluvial deposits. *Catena*. 160: 57-67.
- Jordán A., Zavala L.M., Gil J., 2010. Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. *Catena* 81:77-85.
- Johnston, E.E., Goulding, K.W.T., 1993. Potassium concentration in surface and groundwater and the loss of K in relation to land use. *Potassium in Ecosystems: Proceedings 23rd Colloquium of the International Potash Institute*, Prague. International Potash Institute (IPI), Berne, Switzerland, 135-158.
- John N.W.M., 1987. *Geotextiles*. Blackie, Glasgow, Chapter 7, pp. 160-177.

- Junta de Andalucía, 2018. Estrategia andaluza de bioeconomía circular. p,1-354. <http://www.bioeconomiaandalucia.es/documents/1056091/1056698/Estrategia+Andaluza+Bioeconomia+Circular+%5BEABC%5D+%5B18.09.2018%5D/e0b87df0-73a8-43f2-ba9d-da0ad9b312e9>
- Juste, C., 1980. Avantages et inconvenients de l'utilisation des composts d'ordures ménagères comme amendement organique des sols on support. Jornadas Internacionales sobre el Compost, Madrid.
- Keller, H.B. (1992). A numerical approach to Hilbert's sixteenth problem, in: D.S. Broomhead and A. Iserles (Ed), The dynamics of numerics and numerics of dynamics, Proceedings of the IMA conference held at the University of Bristol, July 31 th-Aug. 2nd, 1990. The institute of mathematics and its Application Conference series. New Series 34, Clarendon Press, Pxford University Press, New York, pp. 123-135.
- Keesstra, S.D., Bouma, J., Wallinga, J., Tiftonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J.N., Pachepsky, Y., Van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., Fresco L.O., 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *Soil*, 2: 111-128.
- Kitson, R.E., Mellon, M.G., 1944. Colorimetric determination of P as a molybdovanadato phosphoric acid Ind. Eng. Chem. Anal. Ed., 16, pp. 379-383.
- Kolesik, P., Mills, A., Sedgley, M. 1998. Anatomical characteristics affecting the musical performance of clarinet reeds made from *Arundo donax* L. (Gramineae). *Annals of Botany*, 81: 151-155.
- Komilis, D.P., 2015. Compost quality: Is research still needed to assess it or do we have enough knowledge?. *Waste Management*, 38: 1-2.
- Kouki, S., Saidi, N., M'hiri, F., Hafiane, F., Hassen, A. 2016. Co-Composting of Macrophyte Biomass and Sludge as an Alternative for Sustainable Management of Constructed Wetland By-Products. *Clean – Soil, Air, Water*, 44 (6): 694–702.
- Laird, D.A., Brown, R.C., Amonette, J.E., Lehmann, J., 2009. Review of the pyrolysis platform form coproducing bio-oil and biochar. *Biofuel. Bioprod. Bioref.*, 3: 547-562.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration influences global climate change and food security. *Sciencia*, 304: 1623-1627.
- Lament W.J., 1993. Plastic mulches for the production of vegetable crops. *Hort. Technology* 3:35-39.
- Lee, R.A., Lavoie, J.M., 2013. From first to third-generation biofuels: Challengers of producing a commodity from a biomass of increasing complexity. *Animal frontiers*, 3: 6-11.
- Le Mer J., Roger P., 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *Eur. J. Soil Biol.*, 37: 25-50.
- Lewandowski, I. Scurlock, J. M. Lindvall, E. and Christou, M. 2003. The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass and Bioenergy*, 25(4): 335-361.
- Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados (BOE 29 de julio 2011).
- Li-Li, B., Tie-Jun, Y., Bin, W., Lin, B., De-gui, T., Xiang-Chao, F., 2013. Evaluation and comparison of composting rabbit manure mixed with mushroom residue and rice straw. *J. Agric. Sci. Technol.*, 15: 1069-1081.
- Lichtenwanger, W. 1940. Instruments of the Clarinet Type Before the Modern Clarinet. M.S. Thesis, University of Michigan, School of Music.
- Liu, X., Herbert, S.J., Hashemi, A.M., Zhang, X., Ding G. 2006. Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation – a review. *Plant Soil Environ.*, 52: 531-543.

- Liu, X.E., Li, X.G., Guo, R.Y., Kuzyakov, Y., Li, F.M., 2015. The effect of plastic mulch on the fate of urea-N in rain-fed maize production in a semiarid environment as assessed by ¹⁵N-labeling. *Eur. J. Agron.* 70: 71–77.
- Llorach, R., Martínez-Sánchez, A., Tomás-Barberán, F.A., Gil, M.I., Ferreres, F., 2008. Characterisation of polyphenols and antioxidant properties of five lettuce varieties and escarole. *Food Chem.* 108:1028–1038.
- Logsdon, S.D., 2013. Depth dependence of chisel plow tillage erosion. *Soil Tillage Res.*, 128: 119-112.
- Lowe, S., Rowne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M., 2004. 100 of the World's worst invasive alien species. The Invasive Species Specialist Group (ISSG).
- 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 Management*, 71: 109-114.
- MAGRAMA, 2015. Informe Industria Alimentaria 2013–2014 del Ministerio de Agricultura. Alimentación y Medio Ambiente de España. Available in: <http://www.magrama.gob.es/es/alimentacion/temas/industria-agroalimentaria/información-economica-sobre-la-industria-agroalimentaria/>
- MAPA, 1994. Métodos oficiales de análisis. Volumen III. Ed. Secretaría Técnica General. Madrid.
- Marhuenda-Egea, F.C., Martínez-Sabater, E., Jordá, J., Sánchez-Sánchez, A., Moral, R., Bustamante, M.A., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., 2007. Evaluation of the aerobic composting process of winery and distillery residues by thermal methods. *Thermochim. Acta*, 454: 135-143.
- Mariani, C., Cabrini, R., Danin, A., Piffanelli, P., Fricano, A., Gomarasca, S., Dicandilo, M., Grassi, F., Soave, C., 2010. Origin, diffusion and reproduction of the giant reed (*Arundo donax* L.): a promising weedy energy crop. *Annals of Applied Biology*, 157: 191-202.
- Markis, F., Baudez, J.C., Parthasarathy, Slatter, P., Eshtiaghi, N. (2014). Rheological characterisation of primary and secondary sludge: impact of solids concentration, *Chem. Eng. J.*, 253: 526-537.
- Márquez, L. (2008). Buenas prácticas agrícolas en la aplicación de los fitosanitarios. Ed. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Martin Ch.A., Ponder H.G., Gilliam Ch.A. (1991). Evaluation of landscape fabrics in suppressing growth of weed species. *J. Environ. Hort.* 9:38-40.
- Martín-Mata, J., Lahoz-Ramos, C., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Moral, R., Santos, A., Sáez, J.A., Bernal, M.P., 2016. Thermal and spectroscopic analysis of organic matter degradation and humification during composting of pig slurry in different scenarios. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 23: 17357-17369.
- Matzke, W. 1988 The suitability of *Arundo donax* as raw material for the paper industry Escher Wys Ltd, Manufacturing Programme pp.40-45.
- McCraw, D., Motes, J.E., 1991 Use of plastic mulch and row covers in vegetable production. Oklahoma Coop Ext Serv Oklahoma State Univ. OSU Ext. Facts F-6034.
- Medina, E., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Moral, R. 2009. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants. *Bioresource Technology*. 100: 4227-4232.
- Mellouli H.J., Wesemael B., Poesen J., Hartmann R., 2000. Evaporation losses from bare soils as influenced by cultivation techniques in semi-arid regions. *Agric. Water Manage.* 42:355-369.

- Mendoza Moreno, S. F.; Inzunza Ibarra, M.A.; Morán Martínez, R.; Sánchez Cohen, I.; Catalán Valencia, E. A.; Villa Castorena, M., 2005. Respuesta de la sandía al acolchado plástico, fertilización, siembra directa y trasplante. R. Fitotecnia Mexicana, 28: 351-357.
- Menéndez, S., Merino, P., Pinto, M., González-Murua, C., Estavillo, J.M., 2006. 3,4-Dimethylpyrazol phosphate effect on nitrous oxide, nitric oxide, ammonia, and carbon dioxide emissions from grasslands. J. Environ. Qual., 35: 973-981.
- Mengel K., Steffens D., 1985. Potassium uptake of rye-grass (*Lolium perenne*) and red clover (*Trifolium pratense*) as related to root parameters. Biol. Fert. Soils.1:53-58.
- Mika A., Krzewińska D., Olszewski T., 1998. Effects of mulches, herbicides and cultivation as orchard groundcover management systems in young apple orchard. J. Fruit Ornam. Plant Res. 6:1-13.
- 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 Cleaner Production, 121: 186-197.
- Morató, J.; Tollin, N.; Jiménez, L.; Villanueva, B.; Plà, M.; Betancourth, C.; de la Cruz, J.L.; Pérez-Lagüela, E., 2017. Situación y Evolución de la Economía Circular en España; Fundación COTEC para la Innovación: Madrid.
- Moreno Cascos, J., Mormeneo, S., 2008. Microbiología y bioquímica del proceso. En: Compostaje, Cap.V, pp.111-140. Mundi-Prensa libros.
- Moreno J., Moral R., 2008. Compostaje. Ediciones Mundi-Prensa Madrid-Barcelona-Mexico.
- Mylavarapu, R.S., Zinati, G.M., 2009. Improvement of soil properties using compost for optimum parsley production in sandy soils. Scientia Horticulturae, 120 (3): 426-430.
- Nadal-Romero, E.; Regüés, D.; Salvador Sanchís, P.; Torri, D., 2009. La estabilidad de los agregados del suelo en ambientes forestales y acarcavados del Pirineo Central. Rev. C. & G., 23 (1-2): 49-64.
- Nangare, D.D., Singh, Y., Kumar, P.S., Minhas P.S., 2016. Growth, fruit yield and quality of tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) as affected by deficit irrigation regulated on phenological basis. Agric. Water Manage., 17: 73-79.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P., 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 22: 2137-2144.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., García, D., 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. Bioresour. Technol., 44: 203-207.
- Navarro, P., Iglesias, C., Catalá, R., 2013. Pontencialidad de uso de *Arundo donax* L. como biocombustible sólido. 6º Congreso Forestal Español Sociedad Española de Ciencias Forestales. Vitoria-Gasteiz.
- Neilsen G.H., Hogue E.J., Forge T., Neilsen D., 2003. Mulches and biosolids affect vigor, yield and leaf nutrition of fertigated high density apple. Hortscience 38:41-45.
- Ngouajio M., Ernest J., 2005. Changes in the physical, optical, and thermal properties of polyethylene mulches during double cropping. Hortscience 40:94-97.
- Nie, X.J., Zhang, J.H., Cheng, J.X., Gao, H., Guan, Z.M., 2016. Effect of soil redistribution on various organic carbons in a water- and tillage-eroded soil. Soil Tillage Res., 155, pp. 1-8.
- Obataya, E., Norimoto, M. 1995. Acoustic properties of cane (*Arundo donax* L.) used for reeds of woodwind instruments 2. Analysis of vibrational properties by viscoelastic model. Mozukai Gakkaishi, 45 (5): 449-453.

- Olsen, S., Cole, C., Watanabe, F., Dean, L., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circular Nr 939, US Gov. Print. Office, Washington, D.C.
- Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario (BOE del 14 de junio de 2013).
- ORDEN 22/2017, de 3 de agosto, de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, por la que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario de la Comunitat Valenciana (DOGV del 1 de septiembre de 2017).
- Orden de 6 de agosto de 2018, conjunta de la Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural y de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, por la que se regula la utilización de lodos tratados de depuradora en el sector agrario (BOJA del 13 de agosto de 2018).
- Ossom, E.M., 1986. Effect of plant population on yield and weed infestation of *Manihot utilissima* Pohl. Intercropped with *Zea mays* L. Indian J. Agric. Sci. 56: 732-734.
- Oster, W. and Schweiger, P. 1992. Ergebnisse 3-jähriger Anbauversuche mit Schilfpflanzen Inforamtionen für die Pflanzenproduction Heft3, p.32.
- Quatmane, A., Provenzano, M.R., Hafidi, M., Senesi, N., 2000. Compost maturity assessment using calorimetry, spectroscopy and chemical analysis. Compos. Sci. Utilization, 8: 124-134.
- Pardo, G., Moral, R., Aguilera, E., 2015. Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. Glob. Change Biol., 21: 1313-1327.
- Pardo, G., Del Prado, A., Martínez-Mena, M., Bustamante, M.A., Rodríguez-Martín, J.A., Álvaro-Fuentes, J., Moral, R., 2017. Orchard and horticulture systems in Spanish Mediterranean coastal areas: Is there a real possibility to contribute to C sequestration?. Agric. Ecosyst. Environ. , 238: 153-167.
- Paredes, C., Bernal, M.P., Cegarra, J., Roig, A., Navarro, A.F., 1996. Nitrogen tranformation during the composting of different organic wastes. Progress in Nitrogen Cycling Studies, 121-125.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes Biol. Fert. Soils, 32 (3): 222-227.
- Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Bustamante, M.A., Moreno-Caselles, J., 2015. Recycling of Two-Phase Olive-Mill Cake "Alperujo" by Co-composting with Animal Manures. Commun. Soil. Sci. Plant. Anal., 46: 238-247.
- Paredes C., Medina E., Bustamante M.A., Moral R., 2016. Effects of spent mushroom substrates and inorganic fertilizer on the characteristics of a calcareous clayey-loam soil and lettuce production. Soil Use and Management, 32: 487-494.
- Pascoal Neto, C., Seca, A., Nunes, A.M., Coimbra, M.A., Domínguez, F., Evtuguin, D., Silvestre, A., Cavaleiro, J.A.S., 1997. Variation in chemical composition and structure of macromolecular components in different morphological regions and maturity stages of *Arundo donax* L. Industrial Crops Prod. 6:51-58.
- Pasda, N., Limtong, P., Oliver, R., Montange, D., Panichsakpatana, S., 2005. Influence of bulking agents and microbial activator on thermophilic aerobic transformation of sewage sludge. Environ. Technol., 26 (10): 1127-1136.
- Pelegrín, M., Andréu-Rodríguez, J., Barber, X., Agulló, E., Ruiz-Canales, A., Pérez-Murcia, M.D., Martínez-Sabater, E., Sáez-Tovar, J.A., Bustamante, M.A., Moral, R., 2018. ¿Podemos mantener más humedad en el suelo agrícola gracias a la materia orgánica? Efecto de una enmienda orgánica y diferentes tipos de mulching sobre la evaporación del suelo. Acta de Horticultura, 78: 105-106.

- Pelegrín, M., Barber, X., Andréu-Rodríguez, J., Agulló, E., Pérez-Murcia, M.D., Martínez-Sabater, E., Vico, A., Bustamante, M.A., Moral, R., 2018. Estudios de diferentes sistemas suelo-enmienda-mulching y su efecto en la evaporación del agua. *Gestión integral de residuos orgánicos. Poniendo en marcha la economía circular en la sociedad*. Ed. Red Española de Compostaje. pp.449-453.
- Perdue, R.E., 1958. Arundo donax - Source and musical reeds and industrial cellulose. *Economic Botany*, 12: 368-404.
- Pérez-Murcia, M.D., Moreno-Caselles, J., 2008. Residuos urbanos. En: *Compostaje (Eds.) J., Moreno, R., Moral*. Editorial Mundi-Prensa, Madrid. pp 469-488.
- Petersen, S.O., Sommer, S.G., 2011. Ammonia and nitrous oxide interactions: roles of manure organic matter management. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 166-167.
- Plaza-Bonilla, D., Nolot, J.M., Raffailla, D., Justes, E., 2015. Cover crops mitigate nitrate leaching in cropping systems including grain legumes: Field evidence and model simulations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 212:1-12.
- Poincelot, R.P., 1974. A scientific examination of the principles and practice of composting *Compost. Sci.*, 15: 24-31.
- Primo E., Carrasco J.M., 1980. *Química Agrícola I. Suelos y fertilizantes*. Ed. Alambra, Madrid.
- Prosdocimi, M., Jordán, A., Tarolli, P., Keesstra, S., Novara, A., Cerdà, A. (2016). The immediate effectiveness of barley straw mulch in reducing soil erodibility and surface runoff generation in Mediterranean vineyards. *Sci. Total, Environ.*, 547: 323-330.
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., Vogel, H.J., 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314: 122-137.
- Rahman M.J., Uddin M.S., Bagum S.A., Mondol A.T.M.A.I., Zaman M.M., 2006. Effect of mulches on the growth and yield of tomato in the costal area of Bangladesh under rainfed condition. *Int. J. Sustain. Crop Prod.* 1: 6-10.
- Ramakrishna, A., Tam, H.M., Wani, S.P., Long, T.D., 2006. Effect of mulch on soil temperature, moisture, weed infestation and yield of groundnut in northern Vietnam. *Field Crops Research*. 95: 115-125.
- Rawls W.J., Pachepsky Y.A., Ritchie J.C., Sobecki T.M., Bloodworth H. 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, 116: 61-76.
- Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. (BOE 1 de noviembre 1990).
- Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias (BOE de 11 de marzo 1996).
- Real Decreto 865/2010, de 2 de julio, sobre sustratos de cultivo. (BOE de 14 de julio 2010).
- Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE de 12 de diciembre 2011).
- Real Decreto 1039/2012, de 6 de julio, por el que se modifica el Real Decreto 865/2010, de 2 de julio, sobre sustratos de cultivo. (BOE 28 de julio 2012).
- Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes (BOE de 10 de julio de 2013).
- 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 (BOE de 6 de diciembre 2017).

- Recio, J., Vallejo, A., Le-Noë, J., Garnier, J., García-Marco, S., Álvarez, J.M., Sanz-Coben, A., 2018. The effect of nitrification inhibitors on NH₃ and N₂O emissions in highly N fertilized irrigated Mediterranean cropping systems. *Science of The Total Environment*, 636: 427-436.
- Rehrah, D., Reddy, M.R., Novak, J.M., Bausode, R.R., Schimmel, K.A., Yu, J., Wats, D.W., Ahmedna, M., 2014. Production y characterization of biocheros from Agricultural by products for use in soil quality enhacement. *Journal Anal. Appl. Pyrol.* 108: 301-309.
- Reglamento (CE) 1881/2006 de la Comisión de 19 de diciembre de 2006 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios.
- Reglamento (UE) Nº 1258/2011 DE LA COMISIÓN de 2 de diciembre de 2011 que modifica el Reglamento (UE) Nº 1881/2006 por lo que respecta al contenido máximo de nitratos en los productos alimenticios.
- Rendall, F. G. 1954. *The Clarinet, Some Notes on Its History and Construction.*
- Rico Hernández, J., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., 2016. Evaluation of plant waste used as mulch on soil moisture retention. *Spanish J. Soil Sci.* 6(2):133-144.
- Robinson D., 1988. Mulches and herbicides in ornamental plantings. *Hortscience* 23:547-552.
- Robledano F., Romero A., Belmonte F., Fernández M.A., Martínez C., Sánchez M., Zapata V.M., 2016. Consecuencias del abandono de cultivos en la Región de Murcia y recomendaciones de gestión. En A. Romero Díaz (Coord.) *Abandono de cultivos en la Región de Murcia. Consecuencias Ecogeomorfológicas.* Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia pp. 227-263.
- Roletto, E.; Barberis, R.; Consiglio, M.; Jodice, R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle*, 26: 46-47.
- Saer, A., Lansing, S., Davitt, N.H., Graves, R.E., 2013. Life cycle assessment of a food waste composting system: environmental impact hotspots. *J. Cleaner Prod.*, 52: 234-244.
- Sáez, J.A., Clemente, R., Bustamante, M.A., Yañez, D., Bernal, M.P., 2017. Evaluation of the slurry management strategy and integration of the composting technology in pig farm- Agronomical and environmental implications. *Journal of Environmental Management*, 192: 57-67.
- Sajjadi S. A., Mahmoodabadi M. 2015. Aggregate breakdown and surface seal development influenced by rain intensity, slope gradient and soil particle size. *Solid Earth*, 6: 311– 321.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M.P., 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effect on pH, EC and maturity of the composting mixture. *Bioresource Technology*, 78: 301-308.
- Sánchez-Monedero, M.A., Serramia, N., García-Ortiz Civantos, C., Fernandez- Hernandez, A., Roig A., 2010. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. *Chemosphere*, 81: 18-25.
- Saglam, M., Sintim, H.Y., Bary, A.I., Miles, C.A., Ghimire, S., Inglis, D.A., Flury, M. 2017. Modeling the effect of biodegradable paper and plastic mulch on soil moisture dynamics. *Agricultural Water Management*, 193, pp. 240-250.
- Santos, A., Bustamante, M.A., Moral, R., Bernal, M.P., 2016. Carbon conservation strategy for the management of pig slurry by composting: Initial study of the bulking agent influence. *Mitig Adapt Strateg Glob Change*, 21: 1093-1105.
- Sanz-Cobena, A., Abalos, D., Mejjide, A., Sanchez-Martin, L., Vallejo, A., 2014. Soil moisture determines the effectiveness of two urease inhibitors to decrease N₂O emission. *Mitig Adapt Strateg Glob Change*, 1-14.

- Sanz-Cobena, L., Lassaletta, E., Del Aguilera, A., Prado, J., Garnier, G., Billen, A., Iglesias, B., Sánchez, G., Guardia, D., Abalos, D., Plaza-Bonilla, I., Puigdueta-Bartolomé, R., Moral, E., Galán, H., Arriaga, P., Merino, J., Infante-Amate, A., Meijide, G., Pardo, J., Álvaro-Fuentes, C., Gilsanz, D., Báez, J., González-Doltra, S., Ubierna, M.L., Cayuela, S., Menéndez, E., Díaz-Pinés, J., Le-Noë, M., Quemada, F., Estellés, S., Van Calvet, H.J.M., Grinsven, H., Westhoek, M.J., Sanz, B.S., Gimeno, A., Smith Vallejo, P., 2017. Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 238: 5-24.
- Sanz Elorza, M., Dana, E. D., Sobrino, E., 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- SEAE, 2018. Evidencias científicas sobre la producción ecológica argumentos para el cuidado de nuestra salud y del planeta desde la producción ecológica. Informe técnico, 1-24.
- Sela S., Svoray T., Assouline S. 2012. Soil water content variability at the hillslope scale: Impact of surface sealing. *Water Resources Research*, 48: 1-14.
- Senesi, N., 1989. Composted materials as organic fertilizers. *Sci.Total Environ.*, 81/82: 521-542.
- Shatalov, A. A., Quilhó, T., Pereira, H. 2001. *Arundo donax* L. reed: New perspectives for pulping and bleaching 1. Raw material characterisation. *TAPPI J.* 84(11):1-12.
- Shatalov, A.A., Pereira, H., 2002. Influence of stem morphology on pulp and paper properties of *Arundo donax* L. reed. *Industrial Crops Production*, 15: 77-83.
- Smets T., Poesen J., 2009. Impacts of soil tillage on the effectiveness of biological geotextiles in reducing runoff and interrill erosion. *Soil Tillage Res.* 103:356-363.
- Smith P., 2004. Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *Eur. J. Agron.*, 20: 229-236.
- Sofo, A., Lundegårdh, B., Mårtensson, A., Manfra, M., Pepe, G., Sommella, E., De Nisco, M., Tenore, G.C., Campiglia, P., Scopa, A., 2016. Different Agronomic and Fertilization Systems Affect Polyphenolic Profile, Antioxidant Capacity and Mineral Composition of Lettuce. *Scientia Horticulturae*, 204: 106-15.
- Soil Survey Staff (2017). Keys to Soil Taxonomy, Agriculture Handbook No. 18. Natural Resources Conservation Service, USDA, Washington, pp. 578.
- Soriana, A., Sala, O.E., 1984. Ecological Strategies en a Patagonian and steppe. *Vegetatio* 56: 9-15.
- Stephen A.M., Cummings J.H., 1980. The microbial contribution to human faecal mass. *Journal Med. Microbiol.*, 13:45-56.
- Stewart D., 2005. The effect of soil and irrigation management on grapevine performance. PhD Thesis, University of Adelaide, Australia.
- Sultana, M.Y., A. K.M. Muktadirul Bari Chowdhury, M. K. Michailides, C. S. Akratos, A. G. Tekerlekopoulou, D. V. Vayenas, Integrated Cr(VI) Removal Using Constructed Wetlands and Composting, *J. Hazard. Mater.* 2015, 281, 106-113.
- Tarara J.M., 2000. Microclimate modification with plastic mulch. *Hortscience* 35:169-180.
- Teasdale, J.R., 2003. Principles and practices of using cover crops in weed management systems. R. Labrada (Ed.), *Weed Management for Developing Countries*, FAO, Rome, pp. 169-178
- Tesi R., 2000. Medios de protección para la hortofruticultura y los viverismo. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. España.
- Thomsen, S.T., Spliid, H., Østergård, H., 2014. Statistical prediction of biomethane potentials based on the composition of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*, 154: 80-86.

- Toblez, F. 1940. Arundo donax L. (Pfahlrohr) als Zellstoffquelle Faserforschung 15/1 p.41-42.
- Torres-Climent, A., Gomis, P., Martín-Mata, J., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., Moral, R., 2015. Chemical, thermal and spectroscopic methods to assess biodegradation of winery-distillery wastes during composting. PLoS One, 10 (9): p.e0138925.
- Triana, F. Nassi o Di Nasso, N. Ragaglini, G. Roncucci, N. and Bonari. 2015. Evapotranspiration, crop coefficient and water use efficiency of giant reed (*Arundo donax* L.) and miscanthus (*Miscanthus× giganteus* Greef et Deu.) in a Mediterranean environment. GCB Bioenergy, 7: 811–819.
- Tripathi, R.P., Katiyar, T.P.S., 1984. Effect of mulches on the thermal regime of soil. Soil Tillage Research, 4: 381-390.
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald D.W. 2012. Does organic farming reduce environmental impacts?- A meta- analysis of European research. Journal of Environmental Management, 112: 309-320.
- Turney J., Menge J., 1994. Root health: Mulching to control root disease in avocado and citrus. Riverside, California Avocado Society, Inc., California Avocado Comission and Citrus Research Board. 8p.
- Tzanakakis, V.A. Paranychianakis, and Angelakis, A. N. 2009. Nutrient removal and biomass production in land treatment systems receiving domestic effluent. Ecological Engineering, 35: 1485–1492.
- UE, 2016. Economía circular: nuevo reglamento para impulsar la utilización de abonos orgánicos y obtenidos de los residuos. Comisión Europea - Comunicado de prensa.
- Urrestarazu, M., Martínez, G.A., Salas, M.C. 2005. Almond shell waste: possible local rockwool substitute in soilless crop culture. Scientia Horticulturae, 103 (4): 453-460.
- USEPA, 2010. Environmental Protection Agency. GHG Emissions Estimation Methodology for Selected Biogenic Source Categories. Draft December.2010. EPA Contract No. EP-D-06-118 Work Assignment 4-18 RTI Project Number 0210426.004.018.
- Van Cleemput, O., Boeckx, P., 2005. Alteration of nitrogen cycling by agricultural activities, and its environmental and health consequences. Gayana – Botanica, 62: 98-109.
- Van Groenigen, J.W., Velthof, G.L., Oenema, O., Van Groenigen, K.J., van Kessel, C., 2010. Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study on arable crops. Eur. J. Soil Sci. 61:903–913.
- Vargas M^a del C., Andreu-Rodríguez F. J., Fernández L. A., Fernández F. J., García-Morales J. L., Melgar R., Moral R., Moreno J., Suárez F., 2014. DE RESIDUO A RECURSO. El Camino hacia la Sostenibilidad. Red Española de Compostaje. Ed. Mundi-Prensa. 15-39.
- Velthof, G.L., Mosquera, J., 2011. Calculation of nitrous oxide emission from agriculture in the Netherlands. Wageningen, Alterra. Report 2151:1-70.
- Ververis, C., Georghiou, K., Christodoulakis, N., Santas, P., Santas R., 2004. Fiber dimensions, lignin and cellulose content of various plant materials and their suitability for paper production. Industrial Crops and Product: 19, 245-254.
- Vico, A., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Agulló, E., Marhuenda-Egea, F.C., Sáez, A., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Moral, R. 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. Journal of Environmental Management, 226: 408-415.
- Viguria, M., Sanz-Cobena, A., Lopez, D.M., Arriaga, H., Merino, M.P., 2015. Ammonia and greenhouse gases emission from impermeable covered storage and land application of cattle slurry to bare soil. Agric. Ecosyst. Environ., 199:261-271.

- Vilán, X.M., Sánchez, F.J., García-Guijas, J.M. (2011). Proyecto de I+d+i de Optimización de los sistemas de Eliminación y Control de Cañaverales para Mejora del Estado Ecológico y Recuperación de la Capacidad de Desagüe de los Ríos. En Actas del I Congreso Ibérico de Restauración Fluvial "Restaura Ríos", León (España), 1-10.
- Walkley A., Black I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determination soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Spanish Journal Soil Science. 37: 29-38.
- Walsh, B.D., Salmins, S., Buszard, D.J., MacKenzie, A.F., 1996. Impact of soil management systems on organic dwarf apple orchards and soil aggregate stability, bulk density, temperature and water content. Can. J. Soil Sci. 96:203-209.
- Wang, C., Tian, X., Li, S., 2004. Effects of plastic sheet-mulching on ridge for rainwater-harvesting cultivation on WUE and yield of winter wheat. Scientia Agricultura Sinica 37: 208–214.
- Wang, Y.P., GangLi, X., Fu, T., Wang, L., Turner, N.C., Siddique, K.H.M., Li, F-M., 2016. Multi-site assessment of the effects of plastic-film mulch on the soil organic carbon balance in semiarid areas of China. Agricultural and Forest Meteorology, 228–229: 42-51.
- Wei, M.I.N., Guo, H.J., Zhang, W., Zhou, G.W., Jun, Y.E., Hou, Z.A., 2016. Irrigation water salinity and N fertilization: effects on ammonia oxidizer abundance, enzyme activity and cotton growth in a drip irrigated cotton field. J. Integr. Agric., 15: 1121-1131.
- Williams A., Hunter M.C., Kammerer M., Kane D.A., Jordan N.R., Mortensen D.A. et al. 2016. Soil water holding capacity mitigates downside risk and volatility in US rainfed maize: time to invest in soil organic matter? PLoS One, 11(8): e0160974.
- Williams, C.M.J., Biswas, T.K., Black, I.D., Marton, L., Czako, M., Harris, P.L., Pollock, R., Heading, S. and Virtue, J.G. 2009. Use of poor quality water to produce high biomass yields of giant reed (*Arundo donax* L.) on marginal lands for biofuel or pulp/paper. Acta Hortic. 806: 595-602.
- Yang F., Zhang G.L., Yang J.L., Li D.C., Zhao Y.G., Liu F. et al. 2014. Organic matter controls of soil water retention in an alpine grassland and its significance for hydrological processes. Journal of Hydrology Part D, 519: 3086–3093.
- Yaniz, J. (1989). Análisis de suelos y su interpretación. Horticultura, 49: 75-89.
- Yeomans, J., Bremner, J.M., 1989. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Com.Soil Sci. Plant Anal., 19: 1467–1476.
- Young, B.J., Rizzo, P.F., Riera, N.I., Torre, V.D., López, V.A., Molina, C.D., Fernández, F.E., Crespo, D.C., Barrena, 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 Management, 54:101-109.
- Young, T. C. 1939. The Making of Musical Instruments.
- Yue, D., You, F., Snyder, S.W., 2014. Biomass-to-bionergy and biofuel supply chain optimization: Overview, Kegissues and challenges. Computer & Chemical Engineering, 66: 36-56.
- Zemanová, V., Břendová, K., Pavlíková, D., Kubátová, P., Tlustoš, P., 2017. Effect of Biochar Application on the Content of nutrients (Ca, Fe, K, Mg, Na, P) and Amino Acids in Subsequently Growing Spinach and Mustard. Plant, Soil and Environment, 63 (7): 322–327.
- Zemba, R., 1998. Habitats for threatened habitats and endangered species-quarantine areas or control exotic weeds? In Bell, Carl E., ed. In: *Arundo and saltcedar: the deadly duo: Proceeding of a workshop on combating the threat from arundo and saltcedar*. University of California Cooperative Extension: 15-20.

- Zhang, Y., Cui, H., Ozao, R., Cao, Y., Chen, B., Wang, C., Pan, W., 2007. Characterization of activated carbon prepared from chicken waste and coal. *Energy Fuels*: 21(6):3735-3739.
- Zhang Q.T., Inoue M., Inosako K., Irshad M., Kondo K., Qui G.Y., Wang S.H., 2008. Ameliorative effect of mulching on water use efficiency of swiss chard salt accumulation under saline irrigation. *J. Food Agric. Environ.* 3-4:480-485.
- Zhang, B., He, C., Burnham, M., Zhang, L., 2016. Evaluating the coupling effects of climate aridity and vegetation restoration on soil erosion over the Loess Plateau in China. *Sci. Total Environ.*, 539: 436-449.
- Zribi, W., 2013. Efectos del acolchado sobre distintos parámetros del suelo y de la nectarina en riego por goteo. Tesis doctoral, Zaragoza: Universidad de Lleida.
- Zucaro, A.; Forte, A.; Basosi, R.; Fagnano, M.; Fierro, A., 2016. Life Cycle Assessment of second generation bioethanol produced from low-input dedicated crops of *Arundo donax* L. *Bioresource Technology*, 219: 589-599.
- Zucconi, F., De Bertoldi, M., 1987. Specifications for solid waste compost. *Biocycle*: 56-61.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., De Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost *BioCycle*, 22: 54-57.



ANEXO 1. INDICIOS DE CALIDAD



Esta tesis presenta como indicios de calidad las siguientes publicaciones:

1. COMPOSTING OF THE INVASIVE SPECIES ARUNDO DONAX WITH SEWAGE AND AGRI-FOOD SLUDGE: AGRONOMIC, ECONOMIC AND ENVIRONMENTAL ASPECTS. Pelegrín, M., Sáez-Tovar, J.A., Andreu-Rodríguez, J., Pérez-Murcia, M.D., Martínez-Sabater, E., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bustamante M.A., Agulló, E., Vico, A., Paredes, C., Moral, R. (2018). *Waste Management* 78: 730-740. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.029>.
Factor de impacto: 4,723 en el año 2017. Posición que ocupa la revista: 9/50, T1, Q1 en la Disciplina: Engineering, Environmental





Composting of the invasive species *Arundo donax* with sewage and agri-food sludge: Agronomic, economic and environmental aspects

M. Pelegrín^a, J.A. Sáez-Tovar^a, J. Andreu-Rodríguez^b, M.D. Pérez-Murcia^a, E. Martínez-Sabater^a, F.C. Marhuenda-Egea^c, A. Pérez-Espinosa^a, M.A. Bustamante^{a,*}, E. Agulló^a, A. Vico^a, C. Paredes^a, R. Moral^a

^a Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernández University, EPS-Orihuela, ctra. Beniel km 3.2, 03312 Orihuela, Alicante, Spain

^b Department of Engineering, Miguel Hernández University, EPS-Orihuela, ctra. Beniel km 3.2, 03312 Orihuela, Alicante, Spain

^c Dept. of Agrochemistry and Biochemistry, University of Alicante, P.O.Box 99, E-03080 Alicante, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 15 March 2018

Revised 13 June 2018

Accepted 14 June 2018

Keywords:

Compost

Arundo donax biomass

Sludge

Thermal analysis

Greenhouse gases

ABSTRACT

This work evaluates several co-composting scenarios based on the use of *Arundo donax* biomass (AD) as bulking agent for the co-composting of sewage sludge (MS) and agri-food sludge (AS), to manage these organic wastes and to produce balanced organic fertilizers by optimizing the process. For this, six piles were prepared in commercial composting conditions, using AD in a range of 40%–80% (on a dry weight basis). Physico-chemical and chemical parameters and the thermal behaviour were evaluated during the process, as were the physical and chemical parameters of the final composts. The proportion of AD in the mixtures has a significant effect on the development of the thermophilic stage of composting, showing the piles with higher proportion of AD a quicker organic matter degradation. In addition, the evolution of the thermal indices R1 and R2 was different depending on the origin of the sludge used, indicating an increase in the relative concentration of more recalcitrant materials in the piles prepared with AS. The estimation of the global warming potential showed that the use of higher proportion of AD in the composting mixture may be a strategy to mitigate the emission of greenhouse gases during the composting process. Moreover, the end-products obtained had an additional marketable value, with a balanced nutrient content and a good degree of maturity, which indicates the viability of the composting process as a method for the stabilization of these organic wastes.

© 2018 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

According to the International Union for Conservation of Nature (Lowe et al., 2004), giant reed (*Arundo donax*, AD) is one of the most harmful invasive species in the world. This plant invades riparian areas, which alters their nutrient cycling and hydrology, displacing native species (GISD, 2017). The area of native distribution of this plant is Asia (Boose and Holt, 1999) and it has been extensively planted and naturalized in tropical, subtropical and mild temperate regions worldwide, especially in the Mediterranean regions (Lewandowska et al., 2003). In Spain, AD is widely distributed in most of the provinces, and in 2013 it was included in the catalogue of invasive species. Different preventive and growth control measures have been tested in riverbeds, but its physiological characteristics and rapid growth make it more competitive than the native species in riparian areas, which makes difficult its management.

* Corresponding author.

E-mail address: marian.bustamante@umh.es (M.A. Bustamante).

The opportunity to control this weed prior to be a problem should be taken, as once established, it becomes difficult to control (GISD, 2017). The productivity of this species is around 25 t of dry matter/ha under natural conditions (Ververis et al., 2004) and 55 t of dry matter/ha in cropping conditions (Di Nasso et al., 2010). Due to its characteristics, AD has been proposed as energy crop (Baldini et al., 2017) since it is capable of high biomass production, even in semi-arid or saline conditions (Andreu-Rodríguez et al., 2013). It has been also studied as a bioenergy feedstock (Sarkhot et al., 2012; Lewandowska et al., 2003), for biofuels production (Di Nasso, 2008; Zema et al., 2012), to maintain the carbon stock in the soil (Andreu-Rodríguez et al., 2017) or even for phytoextraction of heavy metals in polluted soils (Fiorentino et al., 2013; Papazoglou et al., 2004). The current management measures for AD are based on periodical pruning in the affected riverbanks, but the biomass waste produced is not correctly managed – which constitutes a problem for these riverbanks, but also an opportunity for converting this waste into a resource using an adequate treatment to avoid its spreading.

The agri-food sector is the principal industrial sector in Spain, with 20.5% of net product sales, 18.3% of employment, and an annual growth of around 3.1% (MAGRAMA, 2015). The agri-food production processes involve a high consumption of water, which implies the generation of effluents with a high organic charge mainly constituted by soluble compounds and plant remains from the initial materials, which represent a challenge to the environmental sustainability of the sector (Morales et al., 2016). Pardo et al. (2017) reported more than 4 Gg C yr⁻¹ contained in agri-food sludge just in the Mediterranean regions of Spain. In Europe, wastewater treatment has been promoted by the Directive 91/271/CEE, which has led to an increase in sludge production with the subsequent problems related to the storage and management of this waste. Besides, the Directive 2012/21/CEE (H2020) established that at least 68% of the sewage sludge produced by urban wastewater treatment or industrial activities such as agri-food production should be managed through agricultural soil application. Both these types of sewage sludge are characterized by several aspects that difficult their composting, making necessary the use of a bulking agent, to improve the process (Morales et al., 2016). Different studies have proposed the use of lignocellulosic material as bulking agents, e.g. rice and wood chips (Pasda et al., 2005; Li-li et al., 2013).

Composting is a feasible method for the recovery of organic waste, since it leads to a stabilized, mature, deodorized, and hygienic product that is rich in humic substances, easy to store, and marketable as an organic amendment (Ouatmane et al., 2000; Bustamante et al., 2008a; Martín-Mata et al., 2016). The primary aim in most of the composting research has been the improvement of the quality of the final product, while the environmental aspect of composting is often neglected. However, a thorough understanding of the composting process requires research into the environmental implications. Thus, the implications of the associated greenhouse gases emissions have been widely studied (Pardo et al., 2015; Sáez et al., 2017; Sanz-Cobena et al., 2017) in relation to the use of composting as a management strategy. Moreover, several studies on composting have focused on C sequestration in soils as tool to mitigate climate change and improve the carbon cycle efficiency, associated to the nature of the compost organic matter (Pardo et al., 2017; Farina et al., 2018). Thus, to study the evolution and final characteristics of organic matter during composting, thermal methods, such as thermogravimetry (TG) and differential thermal analysis (DTA) are considered practical tools due to their high sensitivity to chemical changes produced during the biotransformation of organic wastes (Marhuenda-Egea et al., 2007; Torres-Climent et al., 2015).

Therefore, this study explores the feasibility of using the composting technology at the commercial scale to manage and recycle the biomass of the invasive plant AD, avoiding its spreading associated with its inadequate disposal, together with other problematic organic streams, such as sewage and agri-food sludge. This was focused on: (i) process assessment, through the evolution of key parameters, the exothermic behaviour of the piles, and the biodegradability of the organic matter, as well as the estimation of the Global Warming Potential (GWP) of the treatment system; and (ii) product assessment, measuring the main quality parameters of the compost for agronomic uses, the potential recalcitrant C remaining in the product, and the equivalent economic value based on its NPK nutrient contents.

2. Materials and methods

2.1. Experimental procedure

Six different commercial-scale piles (25 m³ each) were prepared using as initial materials the biomass of AD, as bulking agent,

mixed with sewage sludge from the treatment of municipal wastewater (MS1 and MS2, 2 piles each) or sludge from the agri-food sector (AS1 and AS2, 2 piles). The AD biomass was obtained from the riparian areas of the Segura River, located in Orihuela (Alicante, Spain). Prior to be used in the composting mixtures, AD biomass was homogenized and crushed to a particle size of <5 cm. The sewage sludge samples MS1 and MS2 were obtained from wastewater treatment plants located in Torrevieja and Elche (Alicante, Spain), respectively. MS1 was produced by an activated sludge treatment with aeration and then stabilized by aerobic digestion, while MS2 was obtained by biological treatment in a nitrification/denitrification (NDN) reactor and then stabilized by anaerobic digestion. The agri-food sludge AS1 came from the treatment plant “Sociedad de Depuración Virgen de los Dolores S.L.” (Murcia, Spain). The wastewater treated in this plant derived from the canned peppers and artichokes processing, the treatment consisting of a physico-chemical (DAF) process and sequential biological reactors (SBR). Sludge AS2 was obtained from a treatment plant for fruit processing waste, mainly canned pear. The treatment consists of flotation (CAF), denitrification, and then treatment in a USBF reactor with forced aeration. All the sludge samples were dehydrated by centrifugation. The main characteristics of all the initial materials used in the composting mixtures are shown in Table 1. In order to optimize the mixtures, using the maximum amount of AD with a sufficient proportion of sludge, the composting mixtures were prepared in the following proportions, on a dry weight basis (fresh weight basis in brackets):

Pile 1: 39% MS1 + 61% AD (75.6:24.4)

Pile 2: 32% MS1 + 68% AD (69.9:30.1)

Pile 3: 60% MS2 + 40% AD (85.3:14.7)

Pile 4: 30% MS2 + 70% AD (59.3:40.8)

Pile 5: 30% AS1 + 70% AD (78.3:21.7)

Pile 6: 20% AS2 + 80% AD (56.7:43.3)

The piles (3 m width × 1.5 m height × 10 m length) were prepared and composted, by the turned windrow system, in the COMPOLAB composting plant at the Universidad Miguel Hernandez in Orihuela (Spain). During composting, the moisture of the mixtures was monitored weekly, maintaining a moisture content not less than 40%, and the temperatures of the piles and the ambient temperatures were monitored using probes connected to data loggers (Martín-Mata et al., 2016). The piles were turned weekly until the bio-oxidative phase ended, considered to have been reached it when, during 10 consecutive days, the difference between the pile temperature and the ambient temperature was ≤10 °C. After this, composts mature during approximately a month. Throughout the composting, different samplings were carried out, but only four were selected based on the temperature evolution during the process and corresponding to the most representative stages of the

Table 1

Main physico-chemical and chemical characteristics of the raw materials used in the composting piles (dry matter basis).

Parameter	MS1	MS2	AS1	AS2	AD
Moisture (%)	82.2	78.3	91.8	86.3	23.8
pH	4.9	6.8	7.2	5.6	6.6
EC (dS/m)	5.8	4.8	5.1	5.5	3.4
OM (%)	58.2	47.5	52.4	81.4	76.5
TOC (%)	40.1	31.1	34.5	50.5	36.5
Ratio C/N	5.8	7.4	10.4	7.5	28.7
TN (%)	6.9	4.2	3.3	6.7	1.51
P (g/kg)	25.1	36.0	5.9	17.4	1.4
K (g/kg)	4.7	2.7	5.7	6.9	7.4
Na (g/kg)	2.3	3.0	14.6	4.5	2.4

EC: electrical conductivity; OM: organic matter; TOC: total organic carbon; TN: total nitrogen. MS: municipal sewage sludge; AS: agri-food sludge; AD: *Arundo donax* biomass.

process (start, thermophilic stage, end of the bio-oxidative phase, and maturity). The samples were taken by mixing seven sub-samples from seven sites of the piles, from the whole profile (from the top to the bottom of the pile) (Bustamante et al., 2012). Each sample was air-dried and ground to a particle size of 0.5 mm for the later analyses.

2.2. Physico-chemical and physical analysis

The organic wastes and composting samples were air-dried and sieved to 0.5 mm to perform the analytical determinations. Electrical conductivity (EC), pH, organic matter (OM) and cation exchange capacity (CEC) were assessed according to the methods described by Bustamante et al. (2008a). Volatile solids, total organic carbon (TOC), total nitrogen (N_T) were determined according to the methods used by Sáez et al. (2017). Water-soluble organic carbon (C_w) was assessed in an automatic analyser for liquid samples (TOC-V CSN Analyzer, Shimadzu) (Bustamante et al., 2012). The germination index (GI) was assessed by using *Lepidium sativum* seeds (Zucconi et al., 1981; Luo et al., 2018). Total P, Na and K were determined following the methods used by Bustamante et al. (2012). Briefly, after $HNO_3/HClO_4$ (1:4 v/v) digestion, P was assessed colorimetrically, while Na and K were determined by flame photometry (Jenway PFP7 Flame Photometer). Physical properties of the mature compost – shrinkage, air capacity, bulk density, total water holding capacity, and total pore space – were determined according to Bustamante et al. (2008b).

2.3. Thermal analysis and OM dynamics

Thermal analyses were performed with a Mettler Toledo (TGA/SDTA851e/LF/1600) and Pfeiffer Vacuum (Thermostar GSD301T) mass spectrometer that enables the recording of the thermograms and mass spectra of combustion gases simultaneously. All samples were combusted with a mixing stream of oxygen/He (20%/80%), a gas flow of 100 ml min^{-1} within a temperature range from 25 to $650 \text{ }^\circ\text{C}$, a heating rate of $10 \text{ }^\circ\text{C min}^{-1}$, a sample weight of around 5 mg, an Al_2O_3 pan, and self-controlled calibration. In order to evaluate the composting process and the quality of the final product obtained, the R1 index was used, which has been identified as a reliable parameter for evaluating the level of stabilization of OM in compost samples (Marhuenda-Egea et al., 2007). The R1 index, obtained from thermogravimetry (TG) data, is the ratio of the weight losses associated with the second (400–580 $^\circ\text{C}$) and first (250–400 $^\circ\text{C}$) exothermic peaks. The first peak has been attributed to the combustion of more-labile organic compounds – such as carbohydrates, cellulose, and lignocellulose – while the loss of mass in the second peak corresponds to more-recalcitrant molecules. The R2 index indicates the ratio of the energy that needs a compound for its combustion, corresponding to the same peaks obtained by DTA (Torres-Climent et al., 2015). Therefore, these indicators correlate the enrichment of aliphatic compounds (more refractory) relative to carbohydrates, labile at lower temperatures.

Organic matter mineralization during composting was calculated as the OM losses during the process, according to the equation (Paredes et al., 2000):

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

where X_1 and X_2 are the initial and final ash content, respectively.

Losses of total nitrogen were also determined using the initial (X_1) and final (X_2) ash contents following the equation used by Paredes et al. (2000):

$$N_T \text{ loss}(\%) = 100 - 100 \frac{[(X_1 N_2)]}{[(X_2 N_1)]} \quad (2)$$

where N_1 and N_2 are the initial and final total nitrogen (N_T) concentrations, respectively.

2.4. Estimation of the GWP in the composting process

The Global Warming Potential (GWP) evaluation was carried out with the methodology proposed by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) for the biological treatment of solid waste (IPCC, 2006), which includes composting as an aerobic treatment for organic waste. According to IPCC, a large fraction of the labile organic carbon in the waste material is converted into carbon dioxide (CO_2) by biodegradation, while a small fraction of carbon in the waste may be converted to CH_4 in anaerobic microsites of the composting piles when there is excessive moisture or inadequate aeration. In addition, composting can produce emissions of N_2O , the range of the estimated emissions varying from less than 0.5 percent to 5 percent of the initial nitrogen content in the composting mixture (Detzel et al., 2003). For the estimation of CH_4 and N_2O emissions, the default emission factors provided in the Tier 1 IPCC method was used, according to MAGRAMA (2015). Since the estimation of CH_4 and N_2O for the different composting mixtures was done on a fresh weight basis at the beginning of the composting process, it was necessary to know the density of the different raw materials used and the proportion of each material in the composting mixture. Based on the considerations of IPCC (2006), the CO_2 emissions from the composting process were not accounted for in the GWP as they are considered of biogenic origin. Therefore, these emissions do not contribute to the GWP, because it is assumed that they are compensated by the CO_2 consumed in the photosynthesis of the plants used as feed. In addition, the production of CO_2 by OM degradation has been considered part of the carbon short cycle (IPCC, 2006). USEPA (2010) proposed an approach for the determination of CO_2 emissions from composting based on a careful carbon balance, considering carbon content (VS and TOC), the initial mass of the raw materials used in the composting mixtures and the total mass and carbon content in the final compost. These measurements are carried out on a dry weight basis, since changes in moisture content would affect the results. In order to perform a more accurate approach of CO_2 emissions from the studied piles, the values of TOC and VS of the raw materials and of the final composts were considered. Additionally, the VS loss (%) was ascertained considering that on average, a 15% of dry mass reduction is produced during composting (Das et al., 1998). Finally, the emission factor (EF_{CO_2}) associated to each pile was determined considering the molecular mass of CO_2 .

2.5. Economic value of the product

The marketable economic value of the compost obtained was calculated according to the methodology described in Jara-Samaniego et al. (2017), considering the average marketable values (€/t) of the fertilizers in 2016, provided by the World Bank for urea, diammonium phosphate (DAP), and potassium chloride (204.9 €, 298.8 €, and 203.9 €, respectively). The percentage unit fertilizer in urea, DAP, and potassium chloride was 46% N, 46% P_2O_5 , and 60% K_2O , respectively. Taking into account these values, the fertilizer units N, P_2O_5 , and K_2O could be averaged at 4.4, 14.8, and 4.1€, respectively. The final equivalent marketable value was calculated considering an average water content of 25% in the commercial compost.

2.6. Statistical analysis

With the daily thermal profiles obtained from the piles, the exothermic index EXI2 was calculated as the quadratic sum of the daily difference between the temperature inside the pile and

that in the surrounding environment during the bio-oxidative phase of composting, using R package software. The index EXI2 allows to compare the different co-composting scenarios according to their exothermic behaviour.

The results of OM losses were fitted to a first order kinetic model (Bernal et al., 1996):

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

where *A* is the maximum OM decomposition (%), *k* the degradation rate constant, and *t* the composting time (days). Sigmaplot 13 software was used for curve fitting and calculation of the statistical significance of curve fitting (residual mean square (RMS) and F-value).

ANOVA and the least significant difference (LSD) test at *P* < 0.05 were carried out to ascertain the significance of the differences among the values of the parameters evaluated throughout the process, and to compare mature composts. The Tukey-b test was used to check the statistically significant differences among composts in relation to the physico-chemical and chemical properties. The normality and the homogeneity of the variances were checked using the Shapiro-Wilk and Levene test, respectively, before ANOVA. All statistical tests were carried out with the SPSS 21 software package.

3. Results

3.1. Process assessment

3.1.1. Temperature evolution and exothermic indices

In all the co-composting processes, the evolution of temperature was similar in the start-up period (Fig. 1). Thermophilic values (>40 °C) were quickly reached and lasted at least 35 days - except for pile 3, with the highest proportion of MS2, which showed a

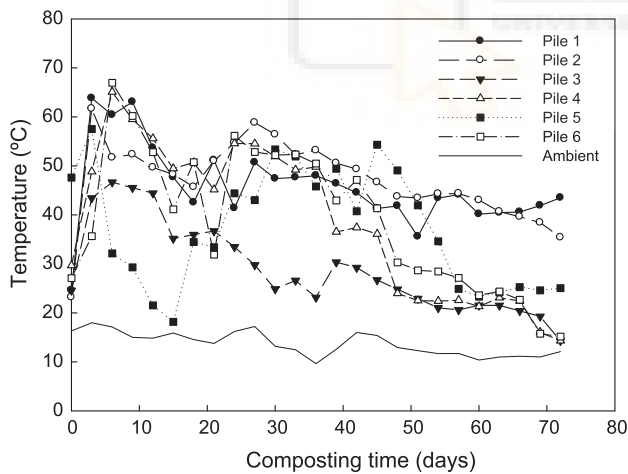


Fig. 1. Temperature evolution of the composting piles studied. MS: municipal sewage sludge; AD: *Arundo donax* biomass; AS: agri-food sludge. Pile 1: 39% MS1 + 61% AD; Pile 2: 32% MS1 + 68% AD; Pile 3: 60% MS2 + 40% AD; Pile 4: 30% MS2 + 70% AD; Pile 5: 30% AS1 + 70% AD; Pile 6: 20% AS2 + 80% AD.

reduction in temperature after the first 10 days. Pile 6, prepared with the highest proportion of AD, showed a decrease in temperature after the third day but was reactivated after the first turning event, producing a rise in temperature. The temperatures progressively fell to reach the ambient values, after 73–80 days in the piles with MS and pile 6 with AS2, and after 95 days in pile 5 with AS1, indicating the end of the bio-oxidative phase of composting (Table 2).

Fig. 2 shows the thermal evolution profile of the piles expressed as the EXI2 index. In general, the piles prepared with AS showed a more intense exothermic process than the piles prepared with MS, except for Pile 4. All the piles seemed to produce heat at different rates during the process, producing changes (turning points) probably related to the progressive breakdown of AD. Additionally, the EXI2 results (Table 2) show that the mixture with the highest proportion of AD from 70% to 80% on a dry weight basis reached a higher ratio of EXI2/days in the bio-oxidative period, independently of the presence of MS or AS in the composting mixture. With regard to the ratio of days in the bio-oxidative period/days >40 °C, pile 5 showed the longest bio-oxidative process, while piles 1 and 2, with a proportion of AD close to 60% of dry weight, showed a greater number of days in the thermophilic stage. The cumulative EXI2 value was highest for pile 5 with 30% AS1 + 70% AD on a dry weight basis).

3.1.2. Thermal analysis and OM modelling

The initial R1 and R2 values in the piles prepared with MS were higher than those of the piles prepared with AS (Table 3). Significant differences in behaviour between MS- and AS-derived piles were observed during the composting process with respect to R1 and R2, with decreases for MS and increases for AS. Moreover, the variation of the thermal indices between the initial and mature samples was higher for composting processes involving AS. The

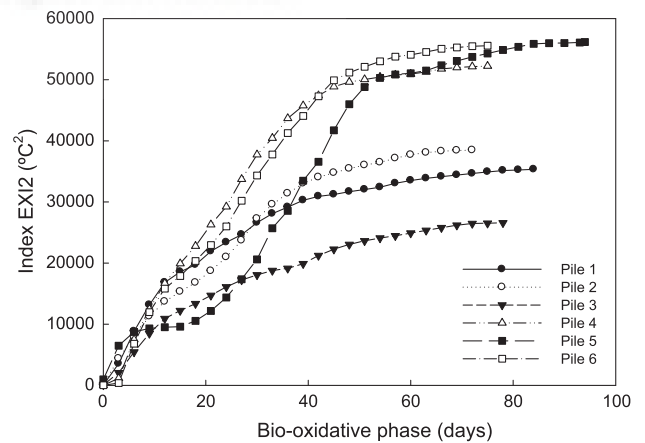


Fig. 2. Evolution of the cumulative values of EXI2 during the bio-oxidative phase. MS: municipal sewage sludge; AD: *Arundo donax* biomass; AS: agri-food sludge. Pile 1: 39% MS1 + 61% AD; Pile 2: 32% MS1 + 68% AD; Pile 3: 60% MS2 + 40% AD; Pile 4: 30% MS2 + 70% AD; Pile 5: 30% AS1 + 70% AD; Pile 6: 20% AS2 + 80% AD.

Table 2
Indicators of the exothermic behavior of the studied composting processes.

Parameter	Pile 1	Pile 2	Pile 3	Pile 4	Pile 5	Pile 6
Index EXI2 (°C ²)	35,331	38,469	26,626	52,264	56,172	55,598
Ratio n° days in bio-oxidative phase/n° days with temperature >40 °C	85/70	73/63	80/12	77/37	95/33	77/39
Ratio EXI2/n° days in bio-oxidative phase	416	527	333	679	591	722

EXI2: quadratic exothermic index (quadratic sum of the daily difference between the average temperature of the pile and the ambient temperature). MS: Municipal sewage sludge; AS: Agri-food sludge; AD: *Arundo donax* biomass. Pile 1: 39% MS1 + 61% AD; Pile 2: 32% MS1 + 68% AD; Pile 3: 60% MS2 + 40% AD; Pile 4: 30% MS2 + 70% AD; Pile 5: 30% AS1 + 70% AD; Pile 6: 20% AS2 + 80% AD.

Table 3
Evolution of the OM mineralization and the R_1 and R_2 indexes during composting.

Composting stage	R_1	R_2	C_w (%)	OM (%)
<i>Pile 1: 39% MS1 + 61% AD</i>				
Start	0.39b	0.60b	0.37a	47.9d
Thermophilic phase	0.35b	0.45ab	0.43a	41.7c
End of bio-oxidative phase	0.32ab	0.41a	0.66b	40.3b
Maturity	0.28a	0.37a	0.36a	38.9a
F-anova	***	***	***	***
<i>Pile 2: 32% MS1 + 68% AD</i>				
Start	0.37b	0.50b	0.98c	47.3d
Thermophilic phase	0.34ab	0.44ab	0.52b	38.9c
End of bio-oxidative phase	0.34ab	0.48b	0.37a	37.1b
Maturity	0.30a	0.41a	0.33a	33.1a
F-anova	**	*	***	***
<i>Pile 3: 60% MS2 + 40% AD</i>				
Start	0.43b	0.61b	0.75c	58.3d
Thermophilic phase	0.23a	0.26a	0.42b	54.6c
End of bio-oxidative phase	0.22a	0.25a	0.40a	50.9b
Maturity	0.25a	0.28a	0.35a	49.6a
F-anova	***	***	***	***
<i>Pile 4: 30% MS2 + 70% AD</i>				
Start	0.24a	0.41b	0.53a	61.5c
Thermophilic phase	0.29a	0.35ab	0.45a	48.3b
End of bio-oxidative phase	0.27a	0.31a	1.34c	46.6ab
Maturity	0.26a	0.29a	1.03b	44.3a
F-anova	NS	**	***	***
<i>Pile 5: 30% AS1 + 70% AD</i>				
Start	0.23a	0.47a	1.22c	78.5c
Thermophilic phase	0.48b	0.59b	1.03b	73.6b
End of bio-oxidative phase	0.51bc	0.83c	0.73a	71.3b
Maturity	0.57c	0.88c	0.65a	66.7a
F-anova	***	***	***	***
<i>Pile 6: 20% AS2 + 80% AD</i>				
Start	0.29a	0.41a	1.60b	65.0d
Thermophilic phase	0.32ab	0.44ab	1.57b	56.6c
End of bio-oxidative phase	0.35b	0.46ab	1.41a	55.8b
Maturity	0.39b	0.48b	1.38a	49.3a
F-anova	***	**	**	***

*, **, ***: Significant at $P < 0.05$, 0.01 , and 0.001 , respectively, NS: not significant. Average values in a column followed by the same letter are not significantly different at $P < 0.05$ (Tukey test). C_w : water-soluble carbon; OM: organic matter; MS: municipal sewage sludge; AS: agri-food sludge; AD: *Arundo donax* biomass.

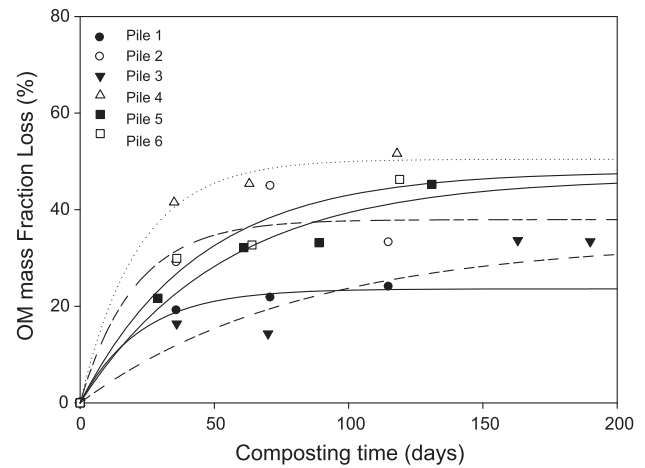


Fig. 3. Organic matter (OM) losses (%) in the composting piles studied. Lines represent curve fitting. MS: municipal sewage sludge; AD: *Arundo donax* biomass; AS: agri-food sludge. Pile 1: 39% MS1 + 61% AD; Pile 2: 32% MS1 + 68% AD; Pile 3: 60% MS2 + 40% AD; Pile 4: 30% MS2 + 70% AD; Pile 5: 30% AS1 + 70% AD; Pile 6: 20% AS2 + 80% AD.

Pile1: $A = 23.60$ (0.69), $K = 0.0444$ (0.0059), $RMS = 0.59$, $SEE = 0.73$, $F = 665$

Pile 2: $A = 38.68$ (6.17), $K = 0.0469$ (0.0359), $RMS = 45.83$, $SEE = 6.76$, $F = 21.8$

Pile 3: $A = 42.69$ (13.3), $K = 0.0084$ (0.0051), $RMS = 17.6$, $SEE = 4.19$, $F = 43.1$

Pile 4: $A = 50.44$ (1.97), $K = 0.0463$ (0.0080), $RMS = 4.24$, $SEE = 2.06$, $F = 386$

Pile 5: $A = 46.60$ (6.04), $K = 0.0186$ (0.0057), $RMS = 11.07$, $SEE = 3.32$, $F = 101$

Pile 6: $A = 47.93$ (6.4), $K = 0.0228$ (0.0077), $RMS = 14.21$, $SEE = 3.77$, $F = 78.2$

3.1.3. Evolution of key properties during composting

In the initial mixtures the pH ranged from 5.64, in pile 1, to 7.62, in pile 5 (Table 4), pH showing a similar trend in all piles throughout the composting process. At the end of composting the piles prepared with MS1 (aerobically stabilized) presented the lowest value of pH, 5.60 and 5.72 (piles 1 and 2) and piles with MS2 (anaerobically stabilized) or AS reached final pH values close to neutrality. The initial EC values were higher than 3 dS/m in all the piles, ranging from 3.05 dS/m to 3.54 dS/m in piles 2 and 5, respectively. During the bio-oxidative phase all piles showed an increase in EC, while in the maturity phase, a reduction in the content of soluble salts for all piles was observed, except for the mixture prepared with AS2 + AD. The initial C/N ratios of the piles were quite different; with low values for piles 1, 2, and 3 ($C/N < 13$) and moderately-equilibrated values for the others. The C/N ratio tended to decrease during composting, with similar values (9.8–14.2) in all the scenarios.

Regarding the NPK content during the composting processes, different evolution patterns were observed. Piles 1 and 2, prepared with MS1, and pile 3, with MS2, showed decreases in the concentration of N during the process, independently of the proportion of AD in the mixture. The average N loss was 11.2%, which was observed mainly at the beginning of the process. Piles 5 and 6, prepared with AS, showed an increased TN content at the end of the process, as did pile 4. The P and K contents presented significant increases in all the piles, being higher in piles with a higher initial proportion of AD. In terms of the nutrient concentration effect, pile 4 was the most efficient mixture for N and P with increases of 59%

increased presence of AD in homologous mixtures (e.g. pile 1 vs 2; pile 3 vs 4) produced a decrease in R_1 during the process. Water-extractable C varied during the composting processes, with a net decrease from the initial to the mature samples in almost all the piles except pile 4, being higher for piles 2, 3, and 5.

The initial concentration of OM was higher in piles 5 and 6 (with AS1 and AS2), being 78.5% and 65.6%, respectively, than in the piles prepared with MS. In all piles studied, the decrease in the OM content was greatest during the early stage of the bio-oxidative phase (Table 3). At the beginning of the process, pile 4 (prepared with 30% MS2 and 70% AD, dry weight basis) showed the greatest decrease in the OM concentration, while pile 3, composed of the same amount of MS2 and a lower proportion of AD (40%, dry weight basis) showed the lowest decrease.

The OM losses during the process were significant in all piles. In general, at the end of the bio-oxidative phase, during the maturation phase, all mixtures showed the lowest decrease in the OM concentrations. Fig. 3 shows the curve fitting obtained from the OM loss data. All the first order kinetic model equations were significant at $P < 0.001$. Although slight differences can be observed, the results show greater potentially-mineralizable OM for pile 4 (50.44 ± 1.97), while pile 1 had the lowest content of potentially-mineralizable OM. In piles 1 and 2 (prepared with MS1) and pile 4 (prepared with MS2), all prepared with 70% AD, the K constant reached very similar values that were higher than for the piles prepared with AS.

Table 4
Evolution of the main physico-chemical and chemical properties of the composting mixtures.

Composting stage	pH	EC (dS/m)	TOC/TN	TOC (%)	TN (%)	P (g/kg)	K (g/kg)
<i>Pile 1: 39% MS1 + 61% AD</i>							
Start	5.73c	3.55a	11.4d	23.4d	2.06ab	8.5a	9.1a
Thermophilic phase	5.70c	4.52c	10.5c	22.0c	2.12b	–	–
End of bio-oxidative phase	5.43a	5.77c	9.0a	21.9b	2.43c	–	–
Maturity	5.60b	3.70b	9.8b	18.5a	1.89a	9.8b	9.3a
<i>F-anova</i>	***	***	***	***	**	***	NS
<i>Pile 2: 32% MS1 + 68% AD</i>							
Start	5.64b	3.21b	12.3c	23.9c	1.95b	6.7a	9.4b
Thermophilic phase	5.58b	3.65c	11.8b	19.1b	1.62a	–	–
End of bio-oxidative phase	5.44a	4.73d	10.7 ^a	18.0a	1.67a	–	–
Maturity	5.72c	2.87a	11.2ab	17.7a	1.59a	9.3b	8.3a
<i>F-anova</i>	**	***	**	***	***	***	**
<i>Pile 3: 60% MS2 + 40% AD</i>							
Start	6.57a	3.05c	12.7c	30.7d	2.45b	15.3a	6.8a
Thermophilic phase	6.72b	2.95b	12.6c	28.6c	2.28a	–	–
End of bio-oxidative phase	6.71b	2.91b	10.9b	25.9b	2.37ab	–	–
Maturity	6.81c	2.48a	10.2a	22.4a	2.24a	19.9b	8.9b
<i>F-anova</i>	**	***	***	***	*	***	***
<i>Pile 4: 30% MS2 + 70% AD</i>							
Start	6.81b	3.21a	31.6c	35.5c	1.13a	4.1a	9.0a
Thermophilic phase	6.80b	5.03d	14.9b	26.0b	1.75b	–	–
End of bio-oxidative phase	6.80b	4.84c	12.0a	23.2a	1.94c	–	–
Maturity	6.70a	3.44b	12.4a	22.3a	1.80b	10.8b	10.6b
<i>F-anova</i>	**	***	***	***	***	***	**
<i>Pile 5: 30% AS1 + 70% AD</i>							
Start	7.62c	3.54a	23.5c	38.5c	1.64a	2.75a	9.3a
Thermophilic phase	7.63c	4.55b	17.4b	36.9b	2.12b	–	–
End of bio-oxidative phase	7.52b	5.21c	14.8a	35.2a	2.38c	–	–
Maturity	7.43a	5.42d	14.2a	34.9a	2.46d	4.89b	15.7b
<i>F-anova</i>	**	***	***	***	**	***	***
<i>Pile 6: 20% AS2 + 80% AD</i>							
Start	6.34a	3.51a	21.7c	37.8c	1.75a	3.6a	9.0a
Thermophilic phase	6.89b	4.04b	15.6b	29.4b	1.88ab	–	–
End of bio-oxidative phase	7.06c	4.03b	13.3a	25.6a	1.93b	–	–
Maturity	6.79b	3.45a	13.5a	24.8a	1.86ab	5.5b	12.1b
<i>F-anova</i>	***	***	***	***	***	***	***

*, **, ***: Significant at P < 0.05, 0.01, and 0.001, respectively, NS: not significant. Average values in a column followed by the same letter are not significantly different at P < 0.05 (Tukey test). MS: municipal sewage sludge; AS: agri-food sludge; AD: *Arundo donax* biomass. For other abbreviations, see Table 1.

and 160%, respectively, while for K, pile 5 (69% increase) was the most efficient.

3.1.4. Evaluation of the global warming potential (GWP) of the composting processes

Table 5 shows the GWP estimations for the studied composting scenarios. The highest values for TOC/VS were found for piles 4 and 6, with the highest proportion of AD ($\geq 70\%$ on a dry weight basis). Pile 1 showed the lowest value of VS loss and EF_{CO_2} , which could indicate a worse biodegradation of the composting mixture. The average value of VS loss (25.7%) was close than the average value reported by Das et al. (1998) (23.5%) for composting of sludge and poultry litter using bark and grit waste as bulking agents. The CH_4 and N_2O emissions showed a similar pattern, reaching the piles with the highest proportion of sludge (piles 1 and 3) the highest emission values of both compounds. Thus, the highest

GHG emissions expressed as CO_2 eq were found in pile 3, mainly due to the high CH_4 and N_2O emissions. On the other hand, the composting mixture prepared with MS presented a higher GWP than the mixture prepared with AS. Moreover, the increase in the proportion of AD seemed to have benefits in terms of GWP reduction. The piles elaborated with AS had lower CO_2 production.

3.2. Product assessment

3.2.1. Physical and physico-chemical properties of the mature composts

The CEC and CEC/TOC ratio were similar in all the piles (average values of 110 meq/100 g TOM and 2.05 meq/g TOC, respectively) except for pile 3 (significantly higher) and pile 6 (significantly lower) (Table 4). The GI also showed great differences among the composts obtained; all the composts reached values higher than

Table 5
Estimated gas emissions for each process.

Composting processes	Ratio TOC/VS	VS loss (%)	EF_{CO_2}	CO_2 (kg)	CH_4 (kg)	N_2O (g)	GWP (kg CO_2 eq)
Pile 1	0.511	20.6	0.387	761	28.3	2.12	2068
Pile 2	0.505	23.7	0.439	865	25.1	1.88	2024
Pile 3	0.527	23.6	0.455	983	38.5	2.89	2763
Pile 4	0.578	30.2	0.640	983	21.3	1.60	1970
Pile 5	0.490	25.1	0.451	597	22.9	1.72	1658
Pile 6	0.576	30.9	0.652	671	16.8	1.26	1449

TOC: total organic carbon; VS: volatile solids; EF: emission factor; GWP: global warming potential; MS: municipal sewage sludge; AS: agri-food sludge; AD: *Arundo donax* biomass. Pile 1: 39% MS1 + 61% AD; Pile 2: 32% MS1 + 68% AD; Pile 3: 60% MS2 + 40% AD; Pile 4: 30% MS2 + 70% AD; Pile 5: 30% AS1 + 70% AD; Pile 6: 20% AS2 + 80% AD.

the minimum acceptable value of 50%, but composts 1, 4, and 5 had seed germination values higher than in the control test (100%), while composts 2, 3, and 6 had values close to 50%.

Compared to range values proposed for an ideal substrate for soilless cultivation (Table 6), in general, all the composts fulfilled the reference values (Abad et al., 2001), except for total pore space (TPS); for this parameter, composts 1, 2, and 3 presented lower values, but close to the recommended value. In addition, the composts with the lowest values of TPS had the highest values of total water holding capacity (TWHC), although in all cases the values were lower than the reference range. In contrast, compost 5 presented the highest value of both TWHC and TPS. The air capacity (AC) seemed to increase with the amount of AD in the mixture, reaching values within the proposed ideal range in all composts.

3.2.2. Nutrient content and economic marketable value

The TN contents in the final composts were similar (Table 7). However, MS-derived composts had higher P contents than those prepared with AS. For K, the proportion of AD did not seem to have an influence, the composts prepared with AS having higher values than MS-derived ones. The average values in fertilizer units for all the composting scenarios were N-1.5%, P₂O₅-2.1%, and K₂O 0.9%, indicating balanced organic amendments.

Concerning the estimated economic values of the composts, no significant differences were found in the integrated NPK economic value, except for the compost from pile 3 (Table 7). Composts derived from MS reached more marketable values than those produced using AS - mainly due to their total content of P, representing from 70% to 80% of the total value.

4. Discussion

4.1. Development of the composting process

The quick initial increases in temperature in the mixtures prepared using AD and sewage sludge indicate a rapid initiation of

the OM degradation by microbial activity. This behaviour was also observed during the co-composting of sewage sludge using different bulking agents (Morales et al., 2016; Doublet et al., 2011). The composting mixtures prepared with a greater proportion of AD presented a more intense and progressive change in temperature. This fact may be due to the characteristics of AD, a plant material that had a great quantity of fibre and dry mass, as it was reported by Ververis et al. (2004), which seems to provide to the mixture with the optimum free air space, regulating the excess water content in the sludge - mainly in the AS, with its higher initial moisture content. In addition, the peak temperature and the heat emission intensity reached inside the piles (>60 °C) ensured the sanitization of the mixtures, a key question in composts derived from sewage sludge (Sáez et al., 2017).

The co-composting with AS produced higher values of cumulative EXI2; the greater content of water soluble carbon in AS probably improved the microbial activity, since the water soluble carbon represents the labile fraction of the OM and constitutes a source of C compounds easily degradable by microorganisms (Bustamante et al., 2012). Pile 6 showed the quickest increase in EXI2 values at the beginning of the process, but after the third day a decrease in the temperature was observed, which may indicate that the oxygen transfer within the composting mass was insufficient to meet the metabolic demands of microorganisms, due to the high degradation rate of the OM. Probably, the higher moisture content in AS2 (86.3%) also contributed to this insufficient oxygen transfer. Therefore, a pre-composting dehydration or more intense turning program should be used for AS to improve the process. Additionally, pile 3, with the lowest proportion of AD (<40% of fresh weight), showed the least intense EXI2, reflecting the poorer conditions for biodegradation. The turning points in the curves of the cumulative EXI2 index (Fig. 2) could be related to the progressive decomposition of AD. The AD contains recalcitrant molecules such as aliphatic carbon in long polymethylene chains, similar to cutin and wax-like molecules (Corno et al., 2015), and a high proportion of lignocellulosic biomass consisting

Table 6
Quality parameters and physical properties of the composts obtained (on a dry weight basis).

Compost parameters	Optimal values	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4	Compost 5	Compost 6
<i>Nutrient contents</i>							
N (g/kg)		18.9	15.9	22.4	18.0	24.6	18.6
P (g/kg)		9.8	9.3	19.9	10.8	4.89	5.5
K (g/kg)		9.3	8.3	8.9	10.6	15.7	12.1
<i>Maturity parameters</i>							
CEC (meq/100 g OM)	>67 ^a	103	103	130	100	115	65
CEC/TOC (meq/g TOC)	>1.90 ^b	2.16	1.93	2.88	1.98	2.20	1.27
GI (%)	>50 ^c	113	55	66.4	131	107	72.3
<i>Physical properties</i>							
	I.S. ^d						
Bulk density (g/cm ³)	≤0.40	0.32	0.35	0.37	0.27	0.18	0.24
Total pore space (%)	>85	84.4	83.7	81.3	87.1	89.7	88.6
Shrinkage (%)	<30	11.6	13.6	11.9	8.0	14.0	7.7
TWHC (mL water/L)	550–800	381	407	445	317	455	353
Air capacity (%)	20–30	46.3	43.0	36.8	55.3	44.2	53.3

CEC: cation exchange capacity; TOC: total organic carbon; GI: germination index; TWHC: total water holding capacity.

^a Limit value according to Iglesias Jiménez et al. (1992a).

^b Limit value according to Iglesias Jiménez et al. (1992b).

^c Limit value according to Zucconi et al. (1981).

^d Ideal substrate according to Abad et al. (2001).

Table 7
Estimated economic value of each compost considering the NPK nutrient content (€/t, expressed as N, P₂O₅, and K₂O).

Nutrient ^a	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4	Compost 5	Compost 6	Average
Total N	6.3	5.3	7.5	6.0	8.2	6.2	6.6
P ₂ O ₅	25.0	23.8	50.8	27.6	12.5	14.1	25.6
K ₂ O	3.4	3.0	3.3	3.9	5.8	4.4	3.9
Total NPK Value	34.8	32.1	61.6	37.5	26.5	24.7	36.2

^a The value of the nutrient concentrations has been determined considering a 25% of fresh weight in the composts.

of hemicellulose, cellulose, and lignin (Baldini et al., 2017). Other authors have found a relative increase in these compounds during AD degradation (Shatalov and Pereira, 2002), probably due to the presence and shielding effects of the lignocellulosic matrix (Thomsen et al., 2014). This could be related to the non-progressive curves in the piles with a higher AD content.

In addition, sewage sludge samples have been widely studied by thermogravimetry (Gómez-Rico et al., 2005; Gómez et al., 2005; Muñoz et al., 2013; Magdziarz and Wilk, 2013a,b), as have composting processes involving sludge as raw material (Muñoz et al., 2013). The variation of the thermal indices (R1 and R2) during the composting process in all piles can be explained according to the origin of the sludge used. Thermal profiles corresponding to MS showed the greatest proportion of material that is combusted in the highest temperature range (420–550 °C), probably due to the high content of proteins in the sludge (Gómez-Rico et al., 2005). This material is poor in more easily biodegradable molecules, combusted between 200 and 420 °C, and is rich in more recalcitrant materials. Conversely, AS is rich in materials that are combusted in the lowest temperature range (200–420 °C) and are more easily biodegradable during the composting process (Hernandez et al., 2015). In the piles elaborated with AS, this process was observed using the R1 index: as the more labile material decreased, being combusted at 200–420 °C, the R1 index increased. However, in the piles prepared with MS an increase in the R1 index was not observed, related to its relatively low abundance of biodegradable pools (Gómez-Rico et al., 2005). Similar behaviour was observed for the R2 index. Since this material is rich in refractory compounds, higher temperatures are required to achieve the same mass losses, using up more energy for decomposition (Torres-Climent et al., 2015).

The AD is a bulking agent rich in stable materials, such as lignin, cutin, and suberin. Corno et al. (2015) reported that AD is combusted at low temperature, but is not easily biodegradable during composting. Therefore, in mixtures elaborated with MS, when the proportion of AD is lower, a significant decrease in the R1 and R2 indices can be observed, probably due to the increase in the relative concentration of more labile molecules during composting, showing an inadequate development of the process. However, similar values of these indices or less significant decreases are observed when the proportion of AD is higher, indicating an increase in the relative concentration of more stable structures from AD. In addition, these molecules mentioned above possess hydrophobic surfaces that can increase the soil hydrophobicity and risk of erosion. Comino et al. (2017) reported that the heat generated during composting can destroy most of the hydrophobic compounds present in this type of material (e.g. AD), such as long-chain organic molecules, thereby decreasing water repellency and enhancing the feasibility of AD recycling.

Regarding the OM evolution, the values of the potentially-mineralizable OM (A) obtained from the kinetic modelling were within the range reported by other studies using urban wastewater sludge (Banegas et al., 2007) or agri-food sludge (Morales et al., 2016). However, in general, the values of the rate constant k were lower than that found by Morales et al. (2016) during a composting process in thermo-composters (350 L). This could be due to size of the pile, since the larger pile had a lower specific surface area (Fükely and Benedek, 2010) and therefore was less efficient in oxygen transfer. In the AD composting processes studied the highest OM losses were greater than those reported by Morales et al. (2016). The lowest decrease in the OM concentration was found at the end of the bio-oxidative phase, during maturation, indicating the stability of the OM remaining in the composts. In general, increasing proportions of AD produced increases in parameter A and in the rate constant k , which could indicate a more progressive and stable composting process. The AD regulated more effectively

the excess moisture in AS, providing an adequate physical structure in the composting heap due to its fibre characteristics.

Regarding the evolution of the nutrient contents in the composting piles, for the NPK content, different patterns of evolution were observed. The TN evolution during composting depends on several processes related to microbiological activity, such as nitrification/denitrification (Sánchez-Monedero et al., 2001) or microbial N immobilization (Bernal et al., 1993); moreover, with other aspects such as the temperature inside the pile (Sáez et al., 2017), the pH values in the mixture (Bernal, 2008), or a correct C/N ratio (Fükely and Benedek, 2010). Piles 1 and 2, prepared with MS1, and pile 3, prepared with MS2, showed N losses during the process, independently of the proportion of AD in the mixture. The average N loss was 11.2%, which occurred mainly at the beginning of the process, probably due to ammonium volatilization. Piles 5 and 6, prepared with AS, showed an increase in the final TN content - as did pile 4, composed of 30% MS2 and 70% AD on a dry weight basis.

The evolution of the relevant parameters during composting revealed slight N losses during the process carried out with MS, mainly at the beginning. It is likely that these initial losses were associated mainly with NH_3 -volatilization, which can be enhanced at the high temperatures occurring during the thermophilic phase (Bernal, 2008). By contrast, the N concentration increased in the piles elaborated with AS, due to the concentration effect caused by the OM degradation, which caused a loss of weight and volume in the composting mass (Bustamante et al., 2012; Morales et al., 2016).

The concentrations of the other macronutrients, P and K, increased significantly in all piles, as described above. The highest concentration effect occurred in piles with the highest concentration of AD; this could be due to the greater OM mineralization in these piles, which released inorganic salts (Bernal et al., 2009). Morales et al. (2016) found the opposite result; namely, a higher content of macronutrients in composts with a greater proportion of sludge. The final contents of N, P and K in the MS composts were lower than those obtained in co-composting studies using sewage sludge as raw material (Farrell and Jones, 2009; Doublet et al., 2011), while the concentrations of NPK in the composts elaborated with AS were close to those reported by Morales et al. (2016) for the co-composting of agri-food sludge with different bulking agents.

4.2. Environmental assessment of the process: Global warming estimation in the composting piles

Regarding the GWP estimation, the average TOC/VS value (0.53) was close to that reported by Zhang et al. (2007) for a wide variety of livestock wastes (0.55). In our study, the same percentage of AD showed lower TOC/VS values in the AS/AD mixtures due to the high VS content of AS, which was reflected in lower CO_2 emissions from these piles. The piles with the highest proportion of AD (Piles 4 and 5) showed the highest VS losses, indicating a great biodegradability, probably due to the nature of AD. Methane is formed in anaerobic sites within composting piles, but the aerobic microbial activity can oxidize a large proportion of the CH_4 to CO_2 before it is released to the atmosphere (Jäckel et al., 2005). The biological process of denitrification/nitrification releases N_2O as a by-product (Sánchez Monedero et al., 2010). The major contribution of the composting process to GHG emissions arises from the direct emissions during OM decomposition. Other processes, such as the collection and transportation of waste, infrastructure, ancillary materials production, and energy consumption, contribute significantly less (Saer et al., 2013). Pile 3, with the highest proportion of sludge, presented the highest GWP; the sludge content increased the density of the mixture and the net OM content, leading to

the highest CH₄ and N₂O emissions. Management strategies to mitigate the GHG emissions during composting have been widely researched. They include covering or compaction (Chadwick, 2005), the use of additives (e.g. biochar, zeolite, struvite) (Fukumoto et al., 2011; Awasthi et al., 2016), and periodic turning that modifies the spatial and temporal distribution of O₂ (Petersen and Sommer, 2011) and, as in this study, the use of bulking agents (Santos et al., 2016). However, such practices must be performed carefully because specific strategies may promote the release of other greenhouse gases (GHG) (Sanz-Cobena et al., 2017). The increase in the proportion of AD in the mixtures seemed to be a valuable tool for GHG mitigation. Pardo et al. (2015) also reported a reduction in GHG emission during composting with increasing proportions of bulking agent, through the improvement of the structure of the heap, which enhances the O₂ supply within the waste materials (Pardo et al., 2015). The IPCC guidelines apply the same emission factor for different composting methods (e.g. passive windrows, intensive windrows, or forced aerated systems) and for different annual average temperatures in the studied area, although it has been demonstrated that these factors influence the CH₄ and N₂O production and release (Pardo et al., 2015). Therefore, the IPCC guidelines require the development of specific emission factors in order to improve the estimation of the GWP for the biological treatment of this type of organic waste.

4.3. Agronomic quality and marketable value of the composts obtained

Humification during composting, especially during the maturity stage, leads to the formation of functional groups responsible for the cation exchange capacity (CEC). Different parameters have been considered to evaluate compost maturity (Komilis, 2015; Young et al., 2016), such as CEC, CEC/TOC and the germination index. These parameters reached in all piles values higher than those established by different authors (Iglesias Jiménez et al., 1992a, 1992b; Zucconi et al., 1981) as indicative of compost maturity, which demonstrates OM humification and absence of phytotoxic compounds. However, some of these parameters, especially the germination index, differed greatly among the composts obtained, indicating that phytotoxic substances initially present in the aerobic and anaerobic sludge disappeared during composting or lost their negative effect when a proportion at least 40% of AD was used in the mixture.

Concerning the physical characteristics, all the composts showed values of these parameters similar to those referenced for an ideal substrate, except for TPS and TWHC. Values of TPS and of TWHC lower than those of the reference range were reported by Bustamante et al. (2008b) in composts produced from distillery wastes and intended for seedling production. Thus, composts 5 and 6 had the greatest TPS values, which suggests that the final composts present particles of greater size – which may imply a poorer breakdown, as described above, of AD biomass during turning events. Bustamante et al. (2008b) reported, in an experiment of the use of winery-distillery waste composts as growing media components, that a greater proportion of particles of size >1 mm can produce higher values of air capacity. Because of the great air space and low shrinkage, these composts would require an integral management of the moisture content when used as soilless substrates.

The use of compost as a soil amendment or organic fertilizer for agricultural applications continues to be the backbone of the consolidated compost market in several countries. The agronomic use of the composts from organic wastes has been proposed as an environmentally-friendly methodology, which maintains the nutrients in the soil-plant system (Bustamante et al., 2008a), and quantification of the economic value of composts in terms of nutrients and humic substances should help their marketing. The

estimated economic values for the composts prepared with different raw materials differ greatly, ranging from 24.7 to 61.6 €/t for the compost with the lowest proportion of AD and the compost with 60% AD, respectively. In general, the composts prepared with MS had a higher marketable value, mainly due to the total content of P, which represented from 70% to 80% of the total value. Jara-Samaniego et al. (2017) obtained economic estimates similar to our results, P being around 50% of the total value. With regard to TN, we found slight differences among the composts obtained. The piles with a greater proportion of MS had a higher content of TN in the initial stage of the process but exhibited higher N losses during composting. With regard to K, the proportion of AD did not seem to influence its content, but composts elaborated with AS could be used to produce fertilizers specifically enriched in K. The average nutrient value, expressed in fertilizer units, in our study (N-1.5%, P₂O₅-2.1%, K₂O-0.9%) shows a balanced organic amendment, demonstrating the role of AD as the bulking agent.

5. Conclusions

The use of *Arundo donax* as a significant ingredient in several composting processes for urban and agri-food sludge has been demonstrated, with a direct correlation between increases in the AD percentage in the composting mixture and the improvement in the bio-oxidative conditions. In addition, the use of high proportions of AD (from 70% to 80% on a dry weight basis) could constitute an efficient strategy to mitigate the emission of greenhouse gases during the composting process of urban and agri-food sludge. The composting processes studied reached the sanitization and quality standards tested. Although the properties of the composts were affected by the origin of the sludge used, the average values (%) of the fertilizer units (N-P₂O₅-K₂O: 2.0–2.3–1.4) show a balanced organic fertilizer with an average marketable value of 36.2 €/t, considering the total NPK content, particularly the P content.

References

- Abad, M., Noguera, P., Burés, N., 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresour. Technol.* 77, 197–200.
- Andreu-Rodríguez, J., Medina, E., Ferrández-García, M.T., Ferrández-Villena, M., Ferrández-García, C.E., Paredes, C., Bustamante, M.A., Moreno-Caselles, J., 2013. Agricultural and industrial valorization of *Arundo donax* L. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 44, 598–609.
- Andreu-Rodríguez, J., Pérez-Espinosa, A., Pérez-Murcia, M.D., Moral, R., Agulló, E., Ferrández-Villena, M., Ferrández-García, M.T., Bustamante, M.A., 2017. Near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) for the assessment of biomass production and C sequestration by *Arundo donax* L. in salt-affected environments. *Agric. Water Manage.* 183, 94–100.
- Awasthi, M.K., Wang, Q., Ren, X., Zhao, J., Huang, H., Awasthi, S.K., Lahori, A.H., Li, R., Zhou, L., Zhang, Z., 2016. Role of biochar amendment in mitigation of nitrogen loss and greenhouse gas emission during sewage sludge composting. *Bioresour. Technol.* 219, 270–280.
- Baldini, M., da Borso, F., Ferfua, C., Zuilani, F., Danuso, F., 2017. Ensilage suitability and bio-methane yield of *Arundo donax* and *Miscanthus × giganteus*. *Ind. Crops Prod.* 95, 264–275.
- Banegas, V., Moreno, J.L., Moreno, J.I., García, C., Leon, G., Hernandez, T., 2007. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Manage. (Oxford)* 27, 1317–1327.
- Bernal, M.P., López-Real, J.M., Scott, K.M., 1993. Application of natural zeolites for the reduction of ammonia emissions during the composting of organic wastes in a laboratory composting simulator. *Bioresour. Technology* 43, 35–39.
- Bernal, M.P., Navarro, A.F., Roig, A., Cegarra, J., García, D., 1996. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biol. Fert. Soil* 22, 141–148.
- Bernal, M.P., 2008. Compost: production, use and impact on carbon and nitrogen cycles. *Proceedings 631, International Fertiliser Society, York, UK*, p. 36.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444–5453.
- Boose, A.B., Holt, J.S., 1999. Environmental effects on asexual reproduction in *Arundo donax*. *Weed Res.* 39, 117–127.

- Bustamante, M.A., Alburquerque, J.A., Restrepo, A.P., de la Fuente, C., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M.P., 2012. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass Bioenergy* 43, 26–35.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R., 2008a. Co-composting distillery wastes with animal manure: carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72, 551–557.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Agullo, E., Perez-Murcia, M.D., Abad, M., 2008b. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resour. Conserv. Recy.* 52 (5), 792–799.
- Chadwick, D.R., 2005. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmos. Environ.* 39, 787–799.
- Comino, F., Aranda, V., Domínguez-Vidal, A., Ayora-Cañada, M.J., 2017. Thermal destruction of organic waste hydrophobicity for agricultural soils application. *J. Environ. Manage.* 202, 94–105.
- Corno, L., Pilu, R., Tambone, F., Scaglia, B., Adani, F., 2015. New energy crop giant cane (*Arundo donax* L.) can substitute traditional energy crops increasing biogas yield and reducing costs. *Bioresour. Technol.* 191, 197–204.
- Das, K.C., Tollner, E.W., Tornabene, T.G., 1998. Composting pulp and paper industry wastes: process design and product evaluation. In: *Compost in the Southeast: Proceedings of the 1998 Conference*. Athens, GA, pp. 129–123. Available at <http://www.p2pays.org/ref/12/11563.pdf>.
- Detzel, A., Vogt, R., Fehrenbach, H., Knappe, F., Gromke, U., 2003. Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung und internationale Richtlinien: Teilbericht Abfall/Abwasser. IFEU Institut - Öko-Institut e.V. 77 p.
- Di Nasso, N., 2008. Sulla valutazione di *Arundo donax* L. come coltura da biomassa a destinazione energetica, Ph.D. Thesis, University of Pisa, pp. 161.
- Doublet, J., Francou, C., Poitrenaud, M., Houot, S., 2011. Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting: consequences on compost organic matter stability and N availability. *Bioresour. Technol.* 102, 1298–1307.
- Farina, R., Testani, E., Campanelli, G., Leteo, F., Napoli, R., Canali, S., Tittarelli, F., 2018. Potential carbon sequestration in a Mediterranean organic vegetable cropping system. A model approach for evaluating the effects of compost and Agro-ecological Service Crops (ASCs). *Agric. Syst.* 162, 239–248.
- Farrell, M., Jones, D.L., 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresour. Technol.* 100, 4301–4310.
- Fiorentino, N., Fagnano, M., Adamo, P., Impagliazzo, A., Ori, M., Pepe, O., Ventorino, V., Zoana, A., 2013. Assisted phytoextraction of heavy metals: compost and *Trichoderma* effects on giant reed (*Arundo donax* L.) uptake and soil N-cycle microflora. *Italian J. Agronomy* 8, e29.
- Fükely, G., Benedek, S., 2010. Composting to recycle biowaste. *Sustainable Agriculture Reviews* 3, Springer, Netherlands, pp. 319–346.
- Fukumoto, Y., Suzuki, K., Kuroda, K., Waki, M., Yasuda, T., 2011. Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. *Bioresour. Technol.* 102, 1468–1474.
- GISD, 2017. Global Invasive Species Database. Invasive Species Specialist Group (ISSG) of the Species Survival Commission (SSC) of the International Union for Conservation of Nature (IUCN). Available in <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?cv=1&sc=112>. (Accessed on 16 January 2018).
- Gómez, X., Cuetos, M.J., García, A.I., Morán, A., 2005. Evaluation of digestate stability from anaerobic process by thermogravimetric analysis. *Thermochim. Acta* 426, 179–184.
- Gómez-Rico, M.F., Font, R., Fullana, A., Martín-Gullón, I., 2005. Thermogravimetric study of different sewage sludges and their relationship with the nitrogen content. *J. Anal. Appl. Pyrol.* 74, 421–428.
- Hernandez, A.B., Ferrasse, J.H., Akkache, S., Roche, N., 2015. Thermochemical conversion of sewage sludge by TGA-FTIR analysis: Influence of mineral matter added. *Drying Technol.* 33, 1318–1326.
- Iglesias, Jiménez E., Pérez, García V., 1992. Determination of maturity indexes for city refuse composts. *Agr. Ecosyst. Environ.* 38 (4), 331–343.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1992a. Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some "humification" indexes. *Resour. Conserv. Recycl.* 6 (3), 243–257.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 5. Waste. Report. Available at <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>.
- Jäckel, U., Thummes, K., Kämpfe, J., 2005. Thermophilic methane production and oxidation in compost. *FEMS Microbiol. Ecol.* 52, 175–184.
- Jara-Samaniego, J., Perez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Perez-Espinosa, A., Paredes, C., Lopez, M., Lopez-Lluch, D.B., Gavilanes-Teran, I., Moral, R., 2017. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. *J. Cleaner Prod.* 141, 1349–1358.
- Komiliis, D.P., 2015. Compost quality: Is research still needed to assess it or do we have enough knowledge? *Waste Manage.* 38, 1–2.
- Lewandowska, I., Scurlock, J.M.O., Lindvall, E., Christou, M., 2003. The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass Bioenergy* 25, 335–361.
- Li-Li, B., Tie-Jun, Y., Bin, W., Lin, B., De-gui, T., Xiang-Chao, F., 2013. Evaluation and comparison of composting rabbit manure mixed with mushroom residue and rice straw. *J. Agric. Sci. Technol.* 15, 1069–1081.
- Lowe, S., Rowne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M., 2004. 100 of the World's worst invasive alien species. The Invasive Species Specialist Group (ISSG). Available in: <http://www.issg.org/booklet.pdf> (Accessed on 13 December 2017).
- 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.
- Magdziarz, A., Wilk, M., 2013a. Thermal characteristics of the combustion process of biomass and sewage sludge. *J. Therm. Anal. Calorim.* 114, 519–529.
- Magdziarz, A., Wilk, M., 2013b. Thermogravimetric study of biomass, sewage sludge and coal combustion. *Energy Convers. Manage.* 75, 425–430.
- MAGRAMA, 2015. Informe Industria Alimentaria 2013–2014 del Ministerio de Agricultura. Alimentación y Medio Ambiente de España. Available in: <http://www.magrama.gob.es/es/alimentacion/temas/industria-agroalimentaria/información-económica-sobre-la-industria-agroalimentaria/> (Accessed 10 October 2017).
- Marhuenda-Egea, F.C., Martínez-Sabater, E., Jordá, J., Sánchez-Sánchez, A., Moral, R., Bustamante, M.A., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., 2007. Evaluation of the aerobic composting process of winery and distillery residues by thermal methods. *Thermochim. Acta* 454, 135–143.
- Martín-Mata, J., Martín-Mata, Lahoz-Ramos, C., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Moral, R., Santos, A., Sáez, J.A., Bernal, M.P., 2016. Thermal and spectroscopic analysis of organic matter degradation and humification during composting of pig slurry in different scenarios. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 17357–17369.
- Morales, A.B., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Moral, R., Ros, M., Pascual, J. A., 2016. Agri-food sludge management using different co-composting strategies: study of the added value of the composts obtained. *J. Cleaner Prod.* 121, 186–197.
- Muñoz, M., Gomez-Rico, M.F., Font, R., 2013. Use of thermogravimetry for single characterisation of samples of the composting process from sewage sludge. *J. Anal. Appl. Pyrol.* 103, 261–267.
- Ouatmane, A., Provenzano, M.R., Hafidi, M., Senesi, N., 2000. Compost maturity assessment using calorimetry, spectroscopy and chemical analysis. *Compos. Sci. Utilization* 8, 124–134.
- Papazoglou, E.G., Karantounias, G.A., Vermas, S.N., Bouranis, D.L., 2004. Photosynthesis and growth responses of Giant reed (*Arundo donax* L.) to the heavy metals Cd and Ni. *Environ. Int.* 31, 243–249.
- Pardo, G., del Prado, A., Martínez-Mena, M., Bustamante, M.A., Rodríguez-Martín, J. A., Álvaro-Fuentes, J., Moral, R., 2017. Orchard and horticulture systems in Spanish Mediterranean coastal areas: Is there a real possibility to contribute to C sequestration? *Agric. Ecosyst. Environ.* 238, 153–167.
- Pardo, G., Moral, R., Aguilera, E., 2015. Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Glob. Change Biol.* 21, 1313–1327.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fert. Soils* 32 (3), 222e.
- Pasda, N., Limtong, P., Oliver, R., Montange, D., Panichsakpatana, S., 2005. Influence of bulking agents and microbial activator on thermophilic aerobic transformation of sewage sludge. *Environ. Technol.* 26 (10), 1127–1136.
- Petersen, S.O., Sommer, S.G., 2011. Ammonia and nitrous oxide interactions: roles of manure organic matter management. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167.
- Saer, A., Lansing, S., Davitt, N.H., Graves, R.E., 2013. Life cycle assessment of a food waste composting system: environmental impact hotspots. *J. Cleaner Prod.* 52, 234–244.
- Sáez, J.A., Clemente, R., Bustamante, M.A., Yañez, D., Bernal, M.P., 2017. Evaluation of the slurry management strategy and integration of the composting technology in a pig farm- Agronomical and environmental implications. *J. Environ. Manage.* 192, 57–67.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M.P., 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effect on pH, EC and maturity of the composting mixture. *Bioresour. Technol.* 78, 301–308.
- Sánchez-Monedero, M.A., Serramia, N., García-Ortiz Civantos, C., Fernandez-Hernandez, A., Roig, A., 2010. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. *Chemosphere* 81, 18–25.
- Santos, A., Bustamante, M.A., Moral, R., Bernal, M.P., 2016. Carbon conservation strategy for the management of pig slurry by composting: Initial study of the bulking agent influence. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* 21, 1093–1105.
- Sanz-Cobena, L., Lassaletta, E., del Aguilera, A., Prado, J., Garnier, G., Billen, A., Iglesias, B., Sánchez, G., Guardia, D., Abalos, D., Plaza-Bonilla, I., Puigdueta-Bartolomé, R., Moral, E., Galán, H., Arriaga, P., Merino, J., Infante-Amate, A., Meijide, G., Pardo, J., Álvaro-Fuentes, C., Gilsanz, D., Báez, J., Doltra, S., González-Ubierna, M.L., Cayuela, S., Menéndez, E., Díaz-Pinés, J., Le-Noë, M., Quemada, F., Estellés, S., van Calvet, H.J.M., Grinsven, H., Westhoek, M.J., Sanz, B.S., Gimeno, A., Vallejo, P. Smith, 2017. Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 238, 5–24.
- Sarkhot, D.V., Grunwald, S., Geb, Y., Morgan, C.L.S., 2012. Total and available soil carbon fractions under the perennial grass *Cynodon dactylon* (L.) Pers and the bioenergy crop *Arundo donax* L. *Biomass Bioenergy* 41, 122–130.
- Shatalov, A.A., Pereira, H., 2002. Influence of stem morphology on pulp and paper properties of *Arundo donax* L. reed. *Ind. Crops Prod.* 15, 77–83.
- Thomsen, S.T., Spliid, H., Østergård, H., 2014. Statistical prediction of biomethane potentials based on the composition of lignocellulosic biomass. *Bioresour. Technol.* 154, 80–86.

- Torres-Climent, A., Gomis, P., Martín-Mata, J., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F. C., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., Moral, R., 2015. Chemical, thermal and spectroscopic methods to assess biodegradation of winery-distillery wastes during composting. *PLoS One* 10 (9), e0138925. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138925>.
- USEPA, 2010. Environmental Protection Agency. GHG Emissions Estimation Methodology for Selected Biogenic Source Categories. Draft December.2010. EPA Contract No. EP-D-06-118 Work Assignment 4-18 RTI Project Number 0210426.004.018.
- Ververis, C., Georghiou, K., Christodoulakis, N., Santas, P., Santas, R., 2004. Fiber dimensions, lignin and cellulose content of various plant materials and their suitability for paper production. *Industrial Crops and Product* 19, 245–254.
- Young, B.J., Rizzo, P.F., Riera, N.I., Torre, V.D., López, V.A., Molina, C.D., Fernández, F. E., Crespo, D.C., Barrena, 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.
- Zema, D.A., Bombino, G., Andiloro, S., Zimbone, S.M., 2012. Irrigation of energy crops with urban wastewater: effects on biomass yields, soils and heating values. *Agric. Water Manage.* 115, 55–65.
- Zhang, Y., Cui, H., Ozao, R., Cao, Y., Chen, B., Wang, C., Pan, W., 2007. Characterization of activated carbon prepared from chicken waste and coal. *Energy Fuels* 21 (6), 3735–3739.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22 (2), 54–57.



2. **V Workshop Red Remedia** (29-30 marzo 2017, Barcelona) contribución científica en formato póster, titulada: **COMPOSTAJES DE LA ESPECIE INVASIVA *Arundo donax* L. CON LODO DE DEPURADORA: ASPECTOS AGRONÓMICOS, ECONÓMICOS Y MEDIOAMBIENTALES**. M. Pelegrín, J.A. Sáez, J. Andreu, M. D. Pérez-Murcia, A. Pérez-Espinosa, M. A. Bustamante, E. Agulló, A. Vico, C. Paredes, R. Moral.



Compostaje de la especie invasiva *arundo donax* con lodo de depuradora: aspectos agrónomos, económicos y medioambientales

Mariano Pelegrín¹, J.A. Sáez¹, J. Andreu², M. Pérez-Murcia¹, A. Pérez-Espinosa¹, M.A. Bustamante¹, E. Agulló¹, A. Vico¹, C. Paredes¹, R. Moral¹

¹ Depart. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, 03312-Orihuela (Alicante)

² Depart. Ingeniería, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, 03312- Orihuela (Alicante)

Muchos ecosistemas ribereños en España, especialmente en el área Mediterránea, están colonizados por *Arundo Donax* (AD). Sus características fisiológicas y su rápido crecimiento (50 Tn/ha) producen una pérdida importante de biodiversidad, por lo que ha sido catalogada por la UICN como una de las 100 peores especies invasoras en el mundo. El alto contenido en carbono orgánico del residuo procedente del corte y control de esta especie hace necesaria su sinergia con otros residuos ricos en nitrógeno a fin de favorecer el proceso de compostaje. En este sentido, la gran generación de lodos durante el proceso de depuración de aguas residuales urbanas supone una oportunidad de valorización de ambos residuos. El objetivo del estudio se centró en la evaluación del proceso de compostaje desde el punto de vista térmico, agronómico (contenido en nutrientes NPK), de mitigación a nivel de i) secuestro potencial de C (analizando el C estable en el compost maduro mediante índices termogravimétricos), ii) estimación de gases GEI emitidos durante el proceso (mediante metodología IPCC y USEPA) y económico (valor estimado de las Unidades Fertilizantes NPK).

Para ello, se llevaron a cabo 4 procesos de compostaje binario, utilizando AD (secado y triturado <5cm) como agente estructurante, mezclado con lodos de dos estaciones depuradoras (EDAR) en diferentes proporciones. Los procesos se desarrollaron a escala comercial con pilas de 15m³ y mediante compostaje por volteo. La proporciones en base a peso seco de las mezclas resultantes fueron: EDAR1+AD; Pila 1 (75-25%) y Pila 2 (70-30%). EDAR2 + AD; Pila 3 (70-30%) y Pila 4 (60-40%).

Los datos obtenidos del índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente) revelaron una evolución térmica muy parecida en las Pilas elaboradas con EDAR1. Mientras, en las pilas realizadas con EDAR2, la Pila 4 con mayor proporción de AD, produjo un proceso más intenso a nivel exotérmico, lo cual se reflejó en una mayor mineralización de la M.O. Durante el compostaje, se observaron pequeñas pérdidas de nitrógeno, excepto en la Pila 4. El contenido en K sufrió variaciones poco significativas, mientras el P aumentó en todas las pilas, especialmente en las Pilas 2 y 4, con mayor contenido en AD. Los valores de R1 (Índice termogravimétrico) fueron muy cercanos para los cuatro compost maduros (0,249-0,297), indicando una estabilidad similar del COT remanente. En cuanto al GWP estimado para los 4 procesos, en general se observa como el aumento de la proporción de AD hace disminuir el potencial efecto invernadero del proceso, debiéndose estas diferencias principalmente a la mayor emisión de CO₂ y CH₄ en las pilas con mayor contenido en lodo EDAR. A nivel de producto final, los 4 compost generados obtuvieron un valor promedio en unidades fertilizantes N-P₂O₅-K₂O de 1,5-2,0-0,9, lo que muestra una enmienda orgánica equilibrada, que le otorgaría un valor estimado medio de mercado de unos 40 euros/tn asociado a estos tres nutrientes.

3. III Symposium Nacional de Ingeniería Hortícola, I Symposium Ibérico de la SECH, 21-23 de febrero de 2018, Lugo. A partir de esta participación se han publicado dos Capítulos de libro. Editado Sociedad Española de Ciencias Hortícolas. Actas de Horticultura 78. ISBN: 978-697-9314-5.

3.1.- CALIBRACIÓN DE SONDAS FDR DE BAJO COSTE PARA LA DETERMINACIÓN DE HUMEDAD EN UN SUELO FRANCO. M. Pelegrín, A. Ruiz-Canales, J. Andréu-Rodríguez, A. Pérez-Espinosa, X. Barber, M.J. Oates, A. Vico, C. Paredes y R. Moral. Pp: 313-316.



CALIBRACIÓN DE SONDAS FDR DE BAJO COSTE PARA LA DETERMINACIÓN DE HUMEDAD EN UN SUELO FRANCO

M. Pelegrín¹, A. Ruiz-Canales², J. Andréu-Rodríguez², A. Pérez-Espinosa¹, X. Barber³, M.J. Oates², A. Vico¹, C. Paredes¹ y R. Moral¹

¹Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández (UMH). Ctra. Beniel Km 3,2, 03312 Orihuela (Alicante), España.

²Dpto de Ingeniería, Ctra. Beniel, km 3,2 Orihuela (Alicante). Universidad Miguel Hernández de Elche. jandreu@umh.es

³Centro de Investigación Operativa, Universidad Miguel Hernández (UMH). Avda. Universidad s/n, 03202 Elche (Alicante), España.

Palabras clave: sensor capacitivo, suelo, manejo del riego.

El empleo de sensores basados en el análisis del dominio de la frecuencia (FDR) se usan habitualmente en la determinación de la humedad del suelo. Sirven para el monitoreo de la humedad del suelo y la toma de decisiones en el riego. Los sensores FDR comerciales son caros comparados con los costes marginales obtenidos en las cosechas agrícolas. Como alternativa se pueden emplear sensores de bajo coste con tecnología similar que los sensores comerciales pero a un precio más competitivo debido a los bajos precios de sus componentes electrónicos. Uno de los principales aspectos a tener en cuenta en estos dispositivos es la calibración en diferentes tipos de suelo para establecer una adecuada medición de la humedad. Esta comunicación presenta un ensayo de un prototipo de sensor FDR de bajo coste probado en un suelo franco. La calibración comparó simultáneamente los valores registrados con el prototipo de sensor de bajo coste, los registrados con un sensor análogo comercial y los valores de humedad gravimétrica. Los resultados muestran un ajuste adecuado de los valores y presenta este dispositivo como una alternativa competitiva a los sensores comerciales de humedad del suelo.

INTRODUCCIÓN

En la gestión del riego hay una gran gama de técnicas para determinar los requerimientos de agua de un cultivo. En general, esas técnicas se pueden dividir en mediciones directas o mediciones indirectas de necesidades de agua de un cultivo. Las técnicas indirectas para la determinación del balance de agua del suelo de un cultivo son también muy variadas. El objetivo último de estas técnicas es proporcionar a los agricultores la información sobre los volúmenes de agua de riego más adecuados para aplicar en cada período fenológico del cultivo, dependiendo de los niveles de rendimiento deseados y otros parámetros. Para la determinación de la humedad del suelo se usan un rango amplio de sensores (Vienken et al., 2013) con diferentes dispositivos (Ojha et al., 2015). Uno de los métodos más empleados es la reflectometría del dominio de la frecuencia Frequency Domain Reflectometry (FDR) (Al-Asadi y Mouazen, 2014; Jaria y Madramootoo, 2013). El principio físico de las sondas FDR se basa en el hecho de que la constante dieléctrica entre el agua y el aire difiere en un factor de 80. Así, la presencia de agua en el suelo entre las placas de la sonda produce un cambio considerable en su capacitancia. A mayor concentración de agua, mayor capacitancia. Esta capacitancia se

puede medir mediante procedimientos eléctricos. Como la sonda está aislada eléctricamente, no hay flujo directo con el suelo y el efecto de la conductividad eléctrica producida por las sales del suelo se minimice. Sin embargo, la diferencia de las propiedades del suelos genera diferentes medidas (Hanson y Peters, 2000). Esta comunicación presenta un ensayo de un prototipo de sensor FDR de bajo coste sobre un suelo franco. La calibración consistió en la comparación simultánea de los valores registrados con el prototipo de sensor de bajo coste, los registrados con un sensor análogo comercial y los valores de humedad gravimétrica. de diseño.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO), Universidad Miguel Hernández de Elche. La experiencia se realizó en un invernadero tipo capilla, con cubierta a dos aguas, simétrica, de policarbonato, durante los meses de mayo a agosto de 2017. Se midieron diez macetas con suelo franco desnudo procedente de una parcela de la EPSO (51,4 % de arena, 28,11 % de limo y 20,47 % de arcilla). Al resto de tratamientos se le incorporaron mulchings de 2 cm de espesor a base de tallo (C) y rizoma de caña *Arundo donax* (RC), poda de cítricos (PC) y hoja de palmera *Phoenix dactylifera* (HP). A esa composición textural le corresponden los valores de capacidad de campo (CC) de 24,53 % y de punto de marchitez (PM) de 12,94 %. Para el control de la humedad se hizo un seguimiento con una sonda FDR comercial Enviroscan (Sentek, 2000) en una de ellas y simultáneamente con diez sensores de un prototipo de sonda FDR con diferentes circuitos electrónicos: 4 canales (A, B, C y D) con 3 frecuencias (62, 83, 125, 250 kHz) (Oates et al., 2017) para la toma de datos en el resto de macetas. Para estas 10 macetas se realizó simultáneamente un seguimiento diario del peso con balanza de precisión junto con otras 26, incluyendo varias repeticiones de los tratamientos descritos. Inicialmente se llevaron las macetas a saturación mediante riego localizado y se pesaron diariamente. A partir del 6 de mayo hasta el 3 de julio, una vez alcanzado un peso estable durante varios días, comenzó la 2ª fase con un aporte de agua de unos 20 L·m⁻², simulando una lluvia media típica de la zona donde se realizó la experiencia. Esta etapa duró desde el 4 de julio hasta el 21 de agosto (donde el peso de la maceta se estabilizó durante varios días).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el período experimental la sonda comercial registró la evolución de la humedad del suelo incluyendo los dos períodos de secado (antes y después del aporte de agua de 20 l·m⁻²). Los valores obtenidos corresponden a la calibración interna de la sonda comercial (Figura 1). El valor máximo alcanzado en la escala de ordenadas (*estándar function* (SF) de Enviroscan) es aproximadamente 8,5 unidades, que corresponde a la CC de 24,53%. El mínimo es de aproximadamente 2,5 y corresponde a un PM de 12,94%. Según estos valores, el agua útil teórica es de 11,59%. Estos valores teóricos se han obtenido mediante el cálculo de curvas de regresión de textura relacionadas con la humedad del suelo. El agua útil medida por gravimetría es de un 14%. En la Figura 1 se muestra la variación de peso de la maceta correspondiente.

Los valores obtenidos en los prototipos de sensores de humedad se muestran en la Figura 2. Los prototipos de sensores siguen la misma pauta que la sonda comercial y siguen adecuadamente el proceso de mojado y secado. Respecto a la gravimetría la pauta es similar.

CONCLUSIONES

El procedimiento experimental seguido de secado, mojado y posterior secado ha coincidido con los valores obtenidos con las sondas de humedad (las comerciales y los prototipos).

Los prototipos de sondas de humedad de canal B a 62 MHz han dado un buen resultado como indicadores de la ganancia y pérdida de humedad a lo largo del tiempo para un suelo franco en maceta.

REFERENCIAS

- Al-Asadi, R.A., Mouazen, A.M., 2014. Combining frequency domain reflectometry and visible and near infrared spectroscopy for assessment of soil bulk density. *Soil Tillage Res.* 135, 60–70.
- Hanson, B.R., Peters, D.W., 2000. Soil types affects accuracy of dielectric moisture sensors. *Calif. Agric.*, 54 (3): 43–47.
- Jaguey, J.G., Villa-Medina, J.F., Lopez-Guzman, A., Porta-Gandara, M.A. 2015. Smartphone Irrigation Sensor. *IEEE Sensors Journal*, 15 (9): 5122-5127.
- Jaria, F., Madramootoo, C.A., 2013. Thresholds for irrigation management of processing tomatoes using soil moisture sensors in Southwestern Ontario. *Trans. ASABE*, 56 (1): 155–166.
- Navarro-Hellin, H., Torres-Sanchez, R., Soto-Valles, F., Albaladejo-Perez, C., Lopez-Riquelme, J.A, Domingo-Miguel, R. 2015. A wireless sensors architecture for efficient irrigation water management. *Agricultural Water Management*, 151: 64-74.
- Oates, M.J., Ramadan, K., Molina-Martínez, J.M., Ruiz-Canales, A. 2017. Automatic fault detection in a low cost frequency domain (capacitance based) soil moisture sensor *Agricultural Water Management*, 183, 31: 41-48.
- Ojha, T., Misra, S., Raghuwanshi, N.S. 2015. Wireless sensor networks for agriculture: The state-of-the-art in practice and future challenges. *Computers and Electronics in Agriculture*, 118: 66-84.
- Tarange, P.H., Mevekari, R.G., Shinde, P.A. 2015. Web based Automatic Irrigation System using wireless sensor network and Embedded Linux board. 2015 INTERNATIONAL CONFERENCE ON CIRCUITS, POWER AND COMPUTING TECHNOLOGIES (ICCPCT-2015). Noorul Islam Univ, Noorul Islam Ctr Higher Educ, Dept Elect & Elect Engn; IEEE.
- Vienken, T., Reboulet, E., Leven, C., Kreck, M., Zschornack, L., Dietrich, P. 2013. Field comparison of selected methods for vertical soil water content profiling. *Journal of Hydrology*, 501: 205-212.

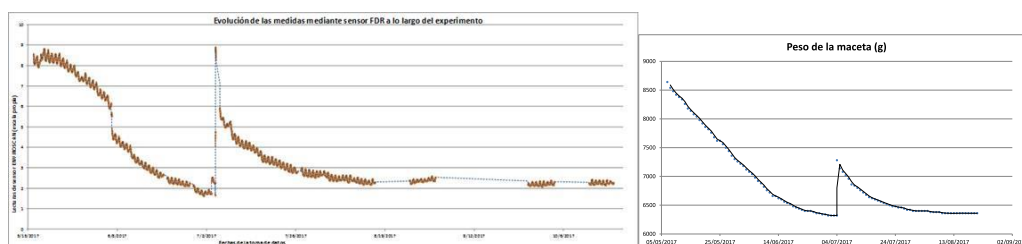


Figura1. A la izquierda, evolución temporal de las medidas de humedad del suelo mediante la sonda comercial en el período experimental. Las lecturas no están calibradas con los valores de CC y PM. La línea discontinua es un ajuste de media móvil. A la derecha la variación del peso de la maceta.

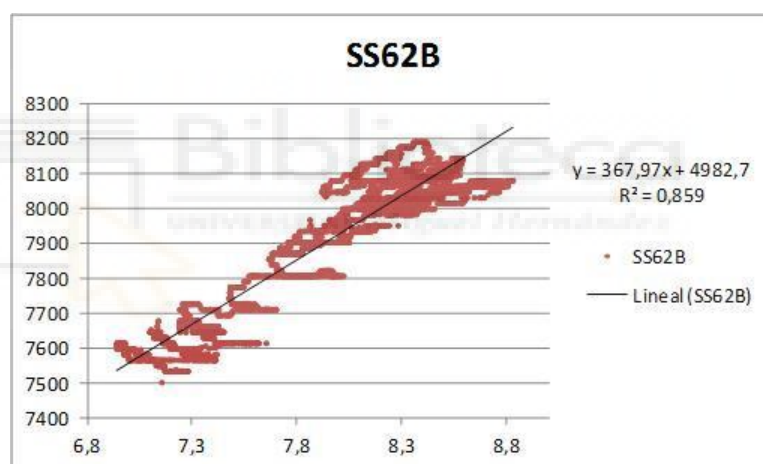


Figura2. Regresión de los valores medidos con la sonda comercial (en abcisas) y los valores medidos con el prototipo de sonda comercial con canal B a 62 kHz durante una parte del período experimental (del 5 de mayo al 1 de junio de 2017). Este prototipo de sonda es la que tiene un coeficiente de regresión más elevado en comparación con otros prototipos empleados. Las escalas corresponden a las lecturas de los sensores sin calibrar.

3. III Symposium Nacional de Ingeniería Hortícola, I Symposium Ibérico de la SECH, 21-23 de febrero de 2018, Lugo. A partir de esta participación se han publicado dos Capítulos de libro. Editado Sociedad Española de Ciencias Hortícolas. Actas de Horticultura 78. ISBN: 978-697-9314-5.

3.2.- ¿PODEMOS MANTENER MÁS HUMEDAD EN EL SUELO AGRÍCOLA GRACIAS A LA MATERIA ORGÁNICA? EFECTO DE UNA ENMIENDA ORGÁNICA Y DIFERENTES TIPOS DE MULCHING SOBRE LA EVAPORACIÓN DEL SUELO. M. Pelegrín, J. Andréu-Rodríguez, X. Barber, E. Agulló, A. Ruiz-Canales, M.D. Pérez-Murcia, E. Martínez-Sabater, J.A. Sáez-Tovar, M.A. Bustamante y R. Moral. Pp: 105-109.



¿PODEMOS MANTENER MÁS HUMEDAD EN EL SUELO AGRÍCOLA GRACIAS A LA MATERIA ORGÁNICA? EFECTO DE UNA ENMIENDA ORGÁNICA Y DIFERENTES TIPOS DE MULCHING SOBRE LA EVAPORACIÓN DEL SUELO

M. Pelegrín¹, J. Andréu-Rodríguez³, X. Barber², E. Agulló¹, A. Ruiz-Canales³, M.D. Pérez-Murcia², E. Martínez-Sabater¹, J.A. Sáez-Tovar¹, M.A. Bustamante² y R. Moral²

¹Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández (UMH). Ctra. Beniel Km 3,2, 03312 Orihuela (Alicante), España.

²Centro de Investigación Operativa, Universidad Miguel Hernández (UMH). Avda. Universidad s/n, 03202 Elche (Alicante), España.

³Dpto de Ingeniería, Ctra. Beniel, km 3,2 Orihuela (Alicante). Universidad Miguel Hernández de Elche. jandreu@umh.es

Palabras clave: Arundo donax, Phoenix dactylifera, Citrus sinensis, Punica granatum, cobertura, agua.

En este trabajo se establecen dos estrategias básicas centradas en el uso de materia orgánica (a. enmienda orgánica del suelo; b. aplicación superficial de acolchado a base de residuos orgánicos agrícolas-mulching-) para explorar la capacidad que este tipo de manejos del suelo agrícola puede tener sobre la retención de agua en el suelo y/o la disminución de la evaporación del agua edáfica. Para ello se realizó un experimento en condiciones controladas a escala mesocosmos usando contenedores-macetas, incluyendo las siguientes variables: tipo de suelo (3 tipos texturales distintos: arenoso, franco y arcilloso); aporte o no de una enmienda orgánica (adición de 5% de materia orgánica en forma de compost); aporte o no de mulching procedentes de biomasa residual agrícola (tallo de Arundo donax (AD), rizoma de AD, hoja de palmera datilera (Phoenix dactylifera), poda de naranjo (Citrus sinensis L Osback) var. navel Lane late y de granado (Punica granatum) var. Mollar). Se analizó la pérdida diaria de agua por evaporación en cada tratamiento durante 110 días, una vez alcanzado el sistema condiciones iniciales de saturación de campo ($pF=2,5$). Transcurrido los primeros 60 días se simuló un evento de lluvia de 20 Lm⁻². Se ha observado que ambas estrategias (enmienda y mulching) favorecen una mayor retención y/o retardo en la evaporación de la humedad edáfica.

INTRODUCCIÓN

La disminución de disponibilidad de agua dulce es un problema mundial, especialmente en regiones áridas donde el riego es necesario para la producción agrícola (Wei *et al.*, 2016). Existen múltiples estrategias para conseguir producir en condiciones limitadas de irrigación, siendo una de las principales evitar la pérdida por evaporación de agua desde el suelo manteniendo la humedad aportada durante más tiempo en el suelo. La presencia de materia orgánica en el suelo supone un aumento del potencial de retención de agua debido al aumento significativo de los grupos carboxilos e hidroxilos que pueden generar interacción dipolar con las moléculas de agua en la doble capa difusa de hidratación alrededor de la matriz del suelo. Además, el empleo de acolchados o “mulch” permite disminuir las pérdidas de agua por evaporación del suelo y de esta manera aprovechar mejor el agua disponible por la planta. En este sentido, Rico *et al*

(2016) reportan que la utilización de subproductos orgánicos (hoja de palmera, paja de cereal y corteza de pino) fue efectiva para reducir la pérdida de agua en suelos franco y franco-limoso. Además, la utilización de mulch lleva asociadas otras ventajas entre las que destaca la protección contra la erosión del suelo por impacto de lluvia.

De forma complementaria, los principios de economía circular están orientando la gestión integral de los residuos vegetales, especialmente los procedentes de poda para evitar su quema, hacia su aprovechamiento, siendo recomendados entre otros su compostaje (Moral *et al.*, 2015), la fabricación de elementos constructivos como tableros, o la inclusión de estos materiales como ingredientes de medios de cultivo sin suelo. En este trabajo se han empleado tres tipos de suelo con texturas diferentes con el fin de verificar el efecto diferencial de una enmienda orgánica (5% adición de compost) y diferentes tipos de acolchados sobre la retención de agua en el suelo y/o la disminución de la evaporación del agua edáfica frente a sistemas no enmendados/acolchados.

MATERIAL Y MÉTODOS

El experimento se realizó en la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO), Universidad Miguel Hernández, en el sureste español (latitud 38° 4' 12.67" N y longitud 0° 58' 58.71" W; y altitud 25m s.n.m.). El clima de la zona se clasifica Mediterráneo semiárido subtropical. El dispositivo experimental se alojó en un invernadero tipo capilla, con cubierta a dos aguas, simétrica, de policarbonato, durante los meses de mayo-agosto 2017. Sus dimensiones son las siguientes: 10m de anchura, 19m de profundidad, 3 m de altura hasta la canal y 4.5 m hasta la cumbre. Cuenta con ventilación lateral y cenital, y dispone de un sistema de refrigeración (cooling). Se establecieron un total de 36 tratamientos distintos en función del tipo de suelo (3), aporte o no de enmienda orgánica (2) y tipo de mulch utilizado (5 mulch +1 testigo/blanco) con tres repeticiones (108 macetas). En el ensayo se emplearon tres tipos de suelo, tamizados a 4 mm: **S1**. Suelo arenoso, procedente de las dunas de Guardamar del Segura (100% arena); **S2**. Suelo franco, de la EPSO (51,4% arena, 28,1% limo y 20,5% arcilla); **S3**. Suelo arcilloso, procedente de una finca situada en Albacete (31,6% arena, 26,0% limo y 42,4% arcilla). Para la enmienda orgánica se empleó un compost comercial (COMP) elaborado a base de lodo de depuradora y hoja de palmera como estructurante (MOT 58,6%), aplicando al suelo 5 g de compost por cada 100 g de suelo. Se ensayaron 5 tipos de mulch procedentes de residuos vegetales: tallo de *Arundo donax* (**TAD**); rizoma de AD (**RAD**); hoja de palmera datilera (*Phoenix dactylifera*) (**HPD**); poda de naranjo (*Citrus sinensis* (L) Osback var. navel Lane late (**PN**); poda de granado (*Punica granatum*) var. Mollar (**PG**). Estos materiales vegetales fueron triturados mediante un biotritrador marca Garland CHIPPER mod.790 QG y tamizados a 4 mm de luz y se estableció un tratamiento testigo sin mulch. Se utilizaron macetas cuadrangulares de 7,25L (22,3 x 22,3 x 21,5 cm de altura). Cada maceta se rellenó con 6500g de suelo. Para los tratamientos con enmienda orgánica se sustituyó el 5% del peso del suelo por compost. El mulch se dispuso superficialmente formando una capa de 2 cm de altura (densidad mulching TAD 2616 gm⁻²; RAD 2221 gm⁻²; HPD 1211 gm⁻²; PN 3454 gm⁻² y PG 4402 gm⁻²). Cada sistema fue saturado con agua potable de la red antes de aplicar el mulch, dejando percolar el sistema durante 48 horas para alcanzar las condiciones de capacidad de campo.

Se procedió a analizar mediante pesada las pérdidas de agua de los tratamientos. Al cabo de 60 días (6 mayo-3 julio 2017), se simuló un evento de lluvia característica de la zona de estudio (20Lm^{-2}). El experimento finalizó el 21 agosto 2017, al cabo de 110 días. Se definieron 4 periodos de análisis para poder interpretar los resultados usando como variables principales: a) Tipo de suelo; b) Aplicación de enmienda orgánica; c) Tipo de mulch, aplicando un modelo general lineal multivariante (GLM) para la comparación de resultados, realizando análisis ANOVA en cada escenario específico en función de que los resultados obtenidos en la interacción ternaria y binaria entre variables principales es superior al 95%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1, se muestra la pérdida de agua acumulada en 4 periodos diferenciados de tiempo (I: 0-30, II: 30-60, III: 60-90, y IV: 90-110 días) en función de las variables establecidas (suelo/enmienda/mulch).

En la etapa I, no hay diferencias significativas entre el aporte de COMP para los suelos arenosos y arcillosos mientras que si se observan para el suelo franco. En la etapa II, destacan sobre todo las diferencias existentes en suelos arenosos y francos (datos no mostrados). En la etapa III, el aporte de COMP no afecta a la pérdida de humedad en los tres tipos de suelo. Por el contrario, en la etapa IV, se aprecian diferencias asociadas a COMP.

La aplicación de una enmienda orgánica tipo compost al suelo parece favorecer una mayor retención inicial de agua en el sistema, que hace que la pérdida de los sistemas enmendados sea mayor en términos absolutos frente a los no enmendados.

Podemos observar que la aplicación de un mulch superficial resulta determinante en la reducción de la evaporación especialmente en el primer periodo analizado y en general en el retardo de dicha pérdida. En función del análisis general lineal multivariante realizado (datos no mostrados), el tratamiento TAD es el más eficiente en este primer periodo. El agua aportada por el evento de lluvia en el periodo III no ha inducido diferencias significativas en el sistema en función del mulch, probablemente debido a que la evaporación del agua en este periodo esta fundamentalmente asociada al agua retenida por dicho mulch. Con posterioridad en el periodo IV si se observan algunas diferencias respecto al blanco sin cobertura.

El efecto diferencial del tipo de mulch parece atenuarse en los sistemas enmendados con compost. Los suelos arenosos parecen más dependientes de la presencia de mulch y enmienda orgánica en la evaporación edáfica de humedad frente al franco y al arcilloso.

Tabla 1. Pérdida de agua ($g\ m^{-2}$) en función de los tratamientos (Tipo de mulch; Tipo de suelo; Adición de enmienda de materia orgánica, MOrg) aplicados al suelo.

Tipo mulch	Tipo de suelo								
	Suelo arenoso			Suelo franco			Suelo arcilloso		
	Sin enmienda	Con enmienda	Sign. MOrg	Sin enmienda	Con enmienda	Sign. MOrg	Sin enmienda	Con enmienda	Sign. MOrg
I: 0- 30 días									
Blanco	3217 b	3284 b	2,5ns	4451 d	4531 c	0,5ns	3848 c	3874 c	0,3ns
TAD	2681 a	2386 a	10*	3110 a	2668 a	99**	2788 a	2782 a	0,1ns
RAD	2614 a	2654 a	0,1ns	3405 a	3231 b	1,1ns	2909 ab	3043 ab	1,2ns
HPD	2721 a	2742 a	0,1ns	4062 c	3271 b	54**	3110 b	3177 b	0,5ns
PN	2654 a	2507 a	2,3ns	3258 a	3284 b	0,3ns	3043 ab	2842 a	2,4ns
PG	2520 a	2601 a	0,2ns	3767 b	3164 b	17*	3204 b	3016 ab	5,7ns
<i>Sign, Mulch</i>	11***	16***		48***	37***		31***	30***	
II: 30-60 días									
Blanco	13 a	456 a	54**	255 a	576 a	14*	201 a	362 a	24**
TAD	442 c	1099 c	343***	1676 d	1810 b	1,3ns	1099 d	1300 e	20*
RAD	282 b	925 bc	128***	1448 d	1756 b	3,5ns	1072 cd	912 b	4,5ns
HPD	335 bc	804 b	333***	643 b	1622 b	213***	818 bc	979 bc	3,2ns
PN	335 bc	1099 c	124***	1542 d	1729 b	2,0ns	925 bcd	1274 de	21*
PG	228 b	992 c	231***	1046 c	1703 b	150***	791 b	1113 cd	10*
<i>Sign, Mulch</i>	25***	32***		64***	31***		30***	67***	
III: 60- 90 días (evento de lluvia 20 Lm⁻² día 60)									
Blanco	1984 a	1917 a	2,2ns	1783 a	1796 a	0,7ns	1930 a	1837 a	1,5ns
TAD	1957 a	1863 a	4,4ns	1850 a	1796 a	16*	1850 a	1877 a	1,0ns
RAD	1944 a	1863 a	2,5ns	1823 a	1957 b	7,1ns	1890 a	1837 a	4ns
HPD	2011 a	1890 a	14*	1837 a	1837 ab	0,1ns	1863 a	1837 a	0,3ns
PN	1930 a	1877 a	3,9ns	1850 a	1837 ab	0,1ns	1863 a	1890 a	0,3ns
PG	2011 a	1850 a	24**	1837 a	1863 ab	0,8ns	1850 a	1810 a	0,1ns
<i>Sign, Mulch</i>	1,2ns	1,0ns		0,8ns	3,5*		2,3ns	0,6ns	

IV: 90-110 días

Blanco	0 a	27 a	1.1ns	40 a	80 a	11*	40 a	27 a	1,0ns
TAD	40 a	241 c	22**	80 b	255 c	169***	80 a	121 bc	3,0ns
RAD	13 a	201 bc	49**	67 ab	147 ab	4.5ns	94 a	107 bc	0,2ns
HPD	0 a	121 b	27**	67 ab	201 bc	100**	80 a	80 ab	0,1ns
PN	13 a	201 bc	49**	121 c	174 b	16*	94 a	147 c	8*
PG	13 a	161 bc	31**	80 b	147 ab	25**	67 a	94 bc	2,0ns
Sign, Mulch	2,4ns	12***		12***	12***		2,3ns	8,0**	

*, ** y *** indican diferencias estadísticamente significativas entre los valores comparados a P>99,9, 99 y 95% respectivamente. ns: No significativo; Variable Tipo de Mulch: valores en columnas con distinta letra indican diferencias significativas según Tukey-b (P>95%); Variable Suelo con y sin enmienda orgánica: al ser únicamente dos variables, no se incluyen letras, siendo estadísticamente distintos si el valor Sign MOrg para cada suelo presenta significación. La comparación entre suelos no se incluye en la tabla para evitar complejidad.

CONCLUSIONES

Se ha comprobado que las estrategias ensayadas en base al uso de materia orgánica funcionan a diferente escala respecto a la evaporación directa de agua desde el suelo; la enmienda orgánica aumenta la retención basal del suelo mientras que el mulching con residuos vegetales evita la pérdida rápida de humedad, siendo ambos aspectos claves en la producción agrícola. El tipo de mulch más eficiente parece ser el elaborado a base de tallo de *Arundo donax* y el menos eficiente la hoja de palmera, aunque en muchos escenarios no se muestran diferencias significativas.

REFERENCIAS

- Hueso-González, P., Martínez-Murillo J.F. and Ruiz-Sinoga, J.D. Benefits of adding forestry clearance residues for the soil and vegetation of a Mediterranean mountain forest. *Science of The Total Environment*, Volume 615, 15 February 2018, Pages 796-804.
- Moral, R., Bustamante, M., Ferrández-García, C. E., Andreu-Rodríguez, J., Ferrández-García, M. T., and Garcia-Ortuño, T. (2015). New Biomass Sources to Reduce Peat Dependence in Mediterranean Substrates: Validation of *Morus alba* L., *Sorghum vulgare* L., and *Phoenix canariensis* Pruning Wastes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 46(sup1), 10-19.
- Rico Hernández, J.; Navarro-Pedreño, J. and Gómez, I. (2016). Evaluation of plant waste used as mulch on soil moisture retention. *Spanish J. Soil Sci.* 6(2), 133-144.
- Wei, M.I.N.; Guo, H.J.; Zhang, W.; Zhou, G.W.; Jun, Y.E.; and Hou, Z.A. Irrigation water salinity and N fertilization: effects on ammonia oxidizer abundance, enzyme activity and cotton growth in a drip irrigated cotton field. *J. Integr. Agric.*, 15 (2016), pp. 1121-1131

4. Jornadas Red Española de Compostaje del 14 al 16 de noviembre de 2018 en Valencia. A partir de esta participación se han publicado dos Capítulos de libro. Título del libro: GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS ORGÁNICOS. PONIENDO EN MARCHA LA ECONOMÍA CIRCULAR EN LA SOCIEDAD. Editado por: Red Española de Compostaje. ISBN: 978-84-09-09152-2.

4.1.- INFLUENCIA DE DIFERENTES ESCENARIOS DE FERTILIZACIÓN SOBRE EL CONTENIDO DE NUTRIENTES Y ACTIVIDADES DE VALOR AÑADIDO EN ESPINACA (*Spinacia oleracea*). Alberto Vico, José Antonio Sáez, María Dolores Pérez-Murcia, Mariano Pelegrín, Encarnación Martínez-Sabater, Juan Martínez-Tomé, Javier Andreu, Enrique Agulló, María Ángeles Bustamante, Raúl Moral. Pp: 461-465.



INFLUENCIA DE DIFERENTES ESCENARIOS DE FERTILIZACIÓN SOBRE EL CONTENIDO DE NUTRIENTES Y ACTIVIDADES DE VALOR AÑADIDO EN ESPINACA (*Spinacia oleracia*)

Alberto Vico¹, José Antonio Sáez¹, María Dolores Pérez-Murcia¹, Mariano Pelegrín, Encarnación Martínez-Sabater¹, Juan Martínez-Tomé², Javier Andreu³, Enrique Agulló¹, María Ángeles Bustamante¹, Raúl Moral¹

¹Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), ²Dpto. Producción Vegetal y Microbiología, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), ³Dpto. Ingeniería, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), avico@umh.es

RESUMEN: En el presente trabajo se ha realizado un estudio comparativo del potencial efecto que diferentes escenarios de fertilización (orgánica e inorgánica, incluyendo abonos NPK con y sin liberación lenta) tienen en el contenido nutricional, el contenido de nitrato en hoja y algunas actividades antioxidantes de interés en un cultivo de espinaca (*Spinacia oleracia*).

PALABRAS CLAVE: NO₃⁻, NPK, GAE, FRAP, TEAC.

1. INTRODUCCIÓN

La sociedad de consumo está mostrando un creciente interés por disponer de alimentos sanos y funcionales que incorporen propiedades de alto valor añadido. Las hojas de espinaca contienen importantes sustancias bioactivas como compuestos fenólicos, carotenoides, aminoácidos, etc. La presencia de nitrato (NO₃⁻) en tejidos de cultivos hortícolas de hoja puede inducir importantes problemas de salud debido al efecto de la conversión de NO₃⁻ de origen vegetal en nitrito productor de metahemoglobina (NO₂⁻) después de ser ingerido. En el caso particular de la espinaca, el límite establecido en la Comisión de la UE es de <3.500 mg NO₃⁻ kg⁻¹ f.w (EFSA, 2008). Es esencial encontrar un equilibrio entre unas prácticas agronómicas que garanticen la sostenibilidad ambiental de los sistemas de cultivo, menores contenidos de nitratos en las partes comestibles y la mejora en el contenido de nutrientes y propiedades de valor añadido de los cultivos de hortalizas. En este trabajo se ha estudiado el efecto producido por diferentes estrategias de fertilización en espinaca sobre 1) la riqueza nutricional; 2) contenido de nitratos en hoja; 3) actividades de alto valor añadido como contenido fenólico total (GAE), capacidad antirradicalaria (TEAC) y capacidad de potencial antioxidante global (FRAP); aplicados en un escenario de fertilización normalizada de 150 kg N ha⁻¹.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El siguiente trabajo de campo se realizó en Librilla (Murcia) sobre un suelo calcaric fluvisol (FAO, 2014) de textura franco arcillosa (en %, 26,9 ± 1,5 arena, 36,8 ± 2,0 limo y 36,3 ± 2,3 arcilla). Las principales características de la capa superior de 0-30 cm de suelo son: color 10YR 7/3 marrón claro; carbono orgánico del suelo (COS) 0,59 ± 0,02%; carbonato total equivalente 46,8 ± 0,8%; carbonato activo 17,3 ± 0,8%; N total 0,077 ± 0,002%; N-NO₃⁻ 45 ± 2 mg kg⁻¹; pH, 8,37 ± 0,05; Conductividad eléctrica (CE), 0,47 ± 0,02 dS m⁻¹; densidad aparente, 1,44 ± 0,05 kg m⁻³, ca-

pacidad de intercambio de cationes $13,9 \pm 0,2$ meq 100g^{-1} , y 301 g kg^{-1} de capacidad de retención de agua. Se aplicaron 5 tratamientos de fertilización (0-10 cm de profundidad): fertilizantes inorgánicos; NOLI, fertilizante NPK FU 15-15-15 y LI-1, fertilizante de liberación controlada DMPP; fertilizantes orgánicos AD, compost binario Lodo + *Arundo donax* L. 30/70 ms y PV, vermicompost pellets; y un fertilizante orgánico-mineral Venus Bitop de Medifer ©; establecidos en un diseño de bloques al azar con cuatro repeticiones y parcelas control sin tratamiento. La tasa de aplicación de N en el cultivo se normalizó a 150 kg de N ha^{-1} total. Se cultivó espinaca (*Spinacia oleracea*, var Shrike RZ F1 con resistencia a *Peronospora farinose* f.sp. *Spinaciae*) mediante siembra mecánica. El cultivo tuvo una duración total de 61 días con una densidad de plantación del cultivo fue de 150.000 plantas ha^{-1} irrigadas por gotero (4 L h^{-1}). En este trabajo se ha analizado el efecto diferencial sobre aspectos de contenido nutricional de la planta, contenido de nitrato en hoja, así como la determinación de propiedades de valor añadido como actividades antioxidantes.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Biomasa producida y contenido de nitratos en hoja

Los fertilizantes orgánicos COM y PV ($47,8$ y $46,7$ t ha^{-1} m.f.) alcanzaron las producciones más altas y la parcela sin fertilizante (B) mostró los valores más bajos ($32,2$ t ha^{-1}), aunque con valores estadísticamente similares a los resultados obtenidos por NOLI, Li-1 y AD, pudiendo ser debido a un exceso de fertilización residual en la parcela usada. El tratamiento con vermicompost pelletizado (PV) obtuvo mejor resultado en rendimiento que aquellos considerados como fertilizantes de liberación lenta. En términos generales, la enmienda realizada con compost AD produjo el equivalente de biomasa fresca de los tratamientos inorgánicos utilizados gracias a su contribución de materia orgánica estabilizada, a su riqueza de nutrientes y a la liberación secuencial de los mismos.

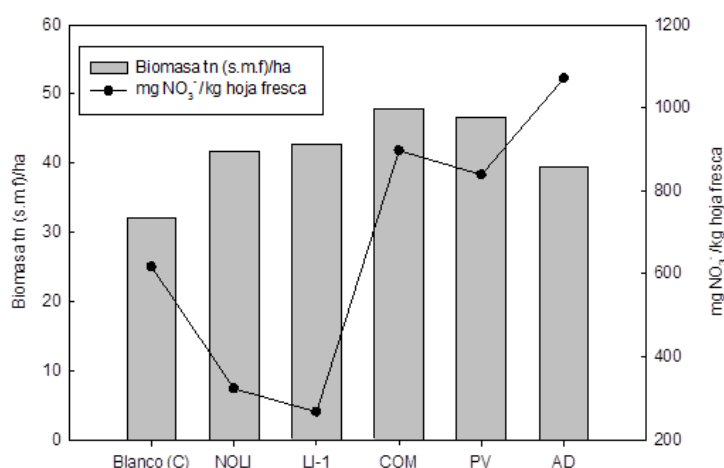


Figura 1. Biomasa frente a contenido de nitratos en hoja.

Las cantidades de NO_3^- en hoja para todos los tratamientos están muy por debajo de la legislación vigente y son aptas para el consumo humano. Los biofertilizantes orgánicos avanzados mostraron los niveles más altos de nitratos en hoja (AD 1071; COM 897; PV 839, expresados como $\text{mg NO}_3^-/\text{kg m.f.}$); esto se puede deber a la particular composición de sus formas nitrogenadas y la elevada madurez AD y PV. Los fertilizantes inorgánicos muestran comportamientos diferentes en

campo respecto a los fertilizantes orgánicos, con bajas concentraciones de NO_3^- en hoja (NOLI 323; LI-1 267 expresados como $\text{mg NO}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ m.f.}$), probablemente debido a los mecanismos para liberar N lentamente y/o inhibir la nitrificación gracias al sistema DMPP.

3.2. Extracción de NPK y Na del cultivo

Los distintos fertilizantes utilizados muestran diferentes extracciones en la parte aérea de las plantas que indican la eficiencia de los fertilizantes durante el ciclo de vida de la espinaca. El suministro de nitrógeno fue máximo donde se usó el fertilizante PV y COM (159 y 151 kg N ha^{-1}). Para P, los valores más bajos de extracción se observaron en la parcela Control ($9,4 \text{ kg P ha}^{-1}$) y los máximos en el tratamiento PV ($16,7 \text{ kg P ha}^{-1}$). La extracción más alta de potasio en hojas se dio en el tratamiento PV (308 kg K ha^{-1}); por el contrario, la menor extracción de K (149 kg K ha^{-1}) de las plantas se produjo en la parcela control (C). Goswami y colaboradores (2017) concluyeron que las aplicaciones de vermicompost se muestran como una fuente eficiente de formas disponibles de P y K y también como un mejorador de su disponibilidad del suelo. El compost AD (80 kg Na ha^{-1}) fue el tratamiento que menos Na aportó a la planta mientras que no se observan diferencias estadísticas para las máximas extracciones de Na en el cultivo. En general, el material vermicompostado PV se ha mostrado más eficiente que los tratamientos inorgánicos estudiados en la extracción combinada de NPK.

Tabla 1. Extracción de NPK y Na por el cultivo en función de los tratamientos.

Tratamiento	Extracción N P K Na			
	(kg N ha^{-1})	(kg P ha^{-1})	(kg K ha^{-1})	(kg Na ha^{-1})
Blanco (B)	95 a	9,4 a	149 a	78 a
Fert. Inorgánica NPK 15-15-15 (NOLI)	117 b	10,6 ab	234 bc	83 b
Fert. Inorgánica Lib. lenta Nutricote (LI-1)	122 b	12,7 bc	256 c	101 b
Fert organo-mineral Venus Bitop (COM)	151 c	14,9 cd	256 c	111 b
Vermicompost comercial pelletizado (PV)	159 c	16,7 d	308 d	102 b
Compost Lodo+AD 30/70 ms (AD)	114 b	12,7 bc	207 b	80 a
<i>F-anova y significación</i>	<i>51***</i>	<i>20,8***</i>	<i>26,2***</i>	<i>9,2***</i>

3.3. Propiedades de alto valor añadido, capacidad antioxidante y compuestos fenólicos

Se han estudiado distintas propiedades de alto valor añadido como el contenido fenólico total (GAE), la capacidad antirradical (TEAC) y capacidad de potencial antioxidante (FRAP). El compost AD ha mostrado los valores de GAE ($0,99 \text{ g GAE}/100\text{g ms}$) y TEAC ($6,3 \text{ mmoles de eq trolox}/100\text{g ms}$) más elevados, y parece apreciarse una correlación negativa respecto al contenido de NPK extraídos por la planta (Tabla 1), no así para los tratamientos fertilizantes inorgánicos en los que puede estimarse que la correlación es positiva y podría estar relacionada con una respuesta fisiológica de la planta a condiciones ambientales más estresantes o a un déficit de absorción de minerales (Sofo y col., 2016).

En general, la capacidad antioxidante de las espinacas FRAP se muestra más elevada en los tratamientos orgánicos aplicados (COM y PV) que en los fertilizantes inorgánicos estudiados (Tabla 2), reportando rangos máximos el fertilizante COM (1,94 moles de $\text{FeSO}_4/100\text{g ms}$) y mínimos en la parcela control (B) sin fertilización (1,47 moles de $\text{FeSO}_4/100\text{g ms}$); estos resultados sugieren que plantas con un contenido nutricional (extracción NPK, Tabla 1) sano manifiestan una respuesta adaptativa aún no especificada.

Tabla 2. Capacidad antioxidante y compuestos fenólicos de las espinacas.

Tratamientos	GAE g GAE/100g ms	TEAC mmoles eq trolox/100g ms	FRAP mmoles $\text{FeSO}_4/100\text{g ms}$
Blanco (B)	0,83cd	4,3b	1,47abc
Fert. Inorgánica NPK 15-15-15 (NOLI)	0,72ab	3,3a	1,69cdef
Fert. Inorgánica Lib. lenta Nutricote (LI-1)	0,77abc	3,6a	1,73cdef
Fert organo-mineral Venus Bitop (COM)	0,80cd	5,1cd	1,94f
Vermicompost comercial pelletizado (PV)	0,90d	5,0bc	1,79def
Compost Lodo+AD 30/70 ms (AD)	0,99e	6,3e	1,65cde
F-anova y significación	12,6***	41,1***	8,5***

4. CONCLUSIONES

Los biofertilizantes utilizados de naturaleza orgánica generan mayor producción de biomasa respecto al fertilizante tradicional NPK triple 15 y al fertilizante de lenta liberación LI-1. Con el uso de estos biofertilizantes el contenido de NO_3^- en hoja ha sido superior, sin embargo, están lejos de las restricciones legales para su consumo. Las actividades de valor añadido aportadas por los biofertilizantes a la planta son mayores que las aportadas por los fertilizantes minerales. Finalmente, el tratamiento de vermicompost en formato pelletizado se ha mostrado superior a su equivalente inorgánico (LI-1); integrando mejores resultados en rendimiento, contenido de NO_3^- en hoja, extracción de nutrientes y capacidades de valor añadido.

5. BIBLIOGRAFÍA

- EFSA, 2008. Nitrate in vegetables: scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain, Question No. European Food Safety Authority. EFSA-Q-2006-071. EFSA J 689:1–79.
- FAO, World Reference Base for Soil Resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Goswami L., Nath A., Sutradhar S., Bhattacharya S. S., Kalamdhad A., Vellingiri K., Kim K., 2017. Application of drum compost and vermicompost to improve soil health, growth, and yield parameters for tomato and cabbage plants. *J. Environ. Manag.* 200, 243-252.
- Sofo A., Lundegårdh B., Mårtensson A., Manfra M., Pepe G., Sommella E., De Nisco M., Tenore G.C., Campiglia P., Scopa A., 2016. Different agronomic and fertilization systems affect polyphenolic profile, antioxidant capacity and mineral composition of lettuce. *Scientia Horticulturae* 204, 106–115.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado dentro del marco del proyecto “Desarrollo de nuevos recursos y bioproductos basados en residuos de especies palmáceas orientados al secuestro de carbono y estrategias de mitigación, Palmresource” (Proyecto AGL2013-41612-R), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España y los Fondos europeos de Desarrollo Regional (FEDER, “Una manera de hacer Europa”).



4. Jornadas Red Española de Compostaje del 14 al 16 de noviembre de 2018 en Valencia. A partir de esta participación se han publicado dos Capítulos de libro. Título del libro: GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS ORGÁNICOS. PONIENDO EN MARCHA LA ECONOMÍA CIRCULAR EN LA SOCIEDAD. Editado por: Red Española de Compostaje. ISBN: 978-84-09-09152-2.

4.2.- ESTUDIOS DE DIFERENTES SISTEMAS SUELO-ENMIENDA-MULCHING Y SU EFECTO EN LA EVAPORACIÓN DEL AGUA. Mariano Pelegrín, Xavier Barber, Javier Andréu-Rodríguez, Enrique Agulló, M^a Dolores Pérez-Murcia, Encarnación Martínez-Sabater, Alberto Vico, M^a Ángeles Bustamante, Raúl Moral Pp: 449-453.



ESTUDIOS DE DIFERENTES SISTEMAS SUELO-ENMIENDA-MULCHING Y SU EFECTO EN LA EVAPORACIÓN DEL AGUA

Mariano Pelegrín¹, Xavier Barber², Javier Andréu-Rodríguez³, Enrique Agulló¹, M^a Dolores Pérez-Murcia¹, Encarnación Martínez-Sabater¹, Alberto Vico¹, M^a Ángeles Bustamante¹, Raul Moral¹

¹Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), España, ²Dpto de Estadística, Matemáticas e Informática, Universidad Miguel Hernández (UMH), Avda. Universidad s/n, 03202 Elche (Alicante), España, ³Dpto. Ingeniería, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), España, jandreu@umh.es

RESUMEN: El cambio climático y la creciente escasez de agua para usos agrícolas en zonas áridas o semiáridas están favoreciendo la implantación de sistemas y técnicas que permitan su ahorro y su utilización efectiva. Entre estos sistemas se proponen en este estudio, el empleo de “mulch” o coberturas vegetales procedentes de biomasa residual generada en agricultura que permitiría una mejora en su gestión, retener el agua en el sistema y potencialmente disminuir la emisión de gases de efecto de invernadero asociada a su actual eliminación mediante quema. Adicionalmente queremos explorar el incremento en la capacidad de retención hídrica asociada a los aportes de materia orgánica exógena (MO). En este experimento se estudian los efectos que sobre la evaporación edáfica tiene: i) el aporte o no de mulching procedentes de biomasa residual agrícola; ii) aporte o no de una enmienda orgánica (adición de 5% de materia orgánica en forma de compost) todo ello sobre un suelo franco. Se parte de un estado inicial de suelo saturado de agua a capacidad de campo ($pF = 2,5$) y se ha analizado la pérdida de agua del sistema durante 110 días mediante técnicas gravimétricas usando un diseño Split-plot distribuido al azar para cada tratamiento establecido en macetas de 7,5L por sextuplicado.

PALABRAS CLAVE: mulch, *Arundo donax* L., *Phoenix dactylifera*, *Citrus sinensis* (L.) Osback; *Punica granatum*.

1. INTRODUCCIÓN

En el sureste de la península ibérica, la escasez de agua se ha convertido en un factor limitante en la producción agrícola, por lo que es necesario desarrollar estrategias para optimizar la eficiencia del uso del agua, siendo una de las principales prioridades evitar la pérdida por evaporación de agua desde el suelo manteniendo la humedad aportada durante más tiempo. Por otro lado, desde hace unos años la preocupación por el medioambiente, y el cambio climático está acentuando el empleo de unas buenas prácticas agrícolas que incluyen la práctica de la quema de rastrojos, poda, etc. Estos materiales no quemados pueden constituir una capa de acolchado (o mulching en inglés). El empleo de acolchados o “mulch” permite disminuir las pérdidas de agua por evaporación del suelo y de esta manera aprovechar mejor el agua disponible por la planta. En este sentido, Rico y col. (2016) demostraron que la utilización de subproductos orgánicos (hoja de palmera, paja de cereal y corteza de pino) fue efectiva para reducir la pérdida de agua en suelos franco y franco-limoso. Además el mulching de cualquier tipo (restos de poda triturados, residuos vegetales procedentes de la industria agroalimentaria, paja, serrín, estiércol, purines, compost, etc.), permite que el suelo esté protegido, tanto de la erosión (impacto de las gotas de lluvia), como de la pérdida

rápida de humedad y el aumento de la temperatura; facilitando que pueda ser refugio de microfauna y que aumente la cantidad de microorganismos y, por consiguiente la actividad biológica del suelo (Robledano, y col., 2016).

En este trabajo se emplea un suelo franco y se quiere analizar el efecto diferencial de una enmienda orgánica (5% adición de compost) y de diferentes tipos de acolchados, sobre la retención de agua en el suelo y/o la disminución de la evaporación del agua edáfica frente a sistemas no enmendados o acolchados.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El experimento se ha realizado en ambiente controlado en un invernadero tipo capilla, con cubierta a dos aguas, de policarbonato en la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO), Universidad Miguel Hernández. Se establecieron tratamientos según el aporte (Sc) o no de enmienda orgánica (S) y tipo de mulch utilizado (5 mulch +1 testigo/blanco) con 3 repeticiones (36 macetas). En el ensayo se empleó un suelo franco (tamizado a 4 mm) de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (51,4% arena, 28,1% limo y 20,5% arcilla). Para la enmienda orgánica se usó un compost comercial (COMP) elaborado a base de lodo de depuradora y hoja de palmera como estructurante (MOT 58,6%), añadiendo 5 g compost por cada 100g de suelo, mezclándolos adecuadamente. Se ensayaron 5 tipos de mulch procedentes de residuos vegetales: tallo de *Arundo donax* (TAd); rizoma de Ad (RAd); hoja de palmera datilera (*Phoenix dactylifera*) (HPd); poda de naranjo (*Citrus sinensis* (L) Osback var. navel Lane late (Pn); poda de granado (*Punica granatum*) var. Mollar (Pg) (Tabla 1). La densidad aparente de todos los mulch fue baja, especialmente HPd; los materiales son eminentemente orgánicos (MOT >90%) y la tasa potencial de mineralización resultó baja debido a las altas relaciones COT/NT, salvo para el rizoma de *Arundo donax*, que no superó el valor de COT/NT >40. Se adicionaron 2 cm de cada mulch en la superficie de cada maceta.

Tabla 1. Características de los diferentes materiales para acolchado (mulch) usados.

Propiedad	Tallo <i>Arundo donax</i> (TAd)	Rizoma <i>Arundo donax</i> (RAd)	Hoja palmera datilera (HPd)	Poda naranjo (Pn)	Poda granado (Pg)
Densidad aparente (g L ⁻¹)	131	111	61	173	220
pH	6,89	6,50	6,77	5,84	5,00
Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)	3,44	3,22	4,88	1,92	1,62
COT (%)	41,6	47,2	44,3	45,9	46,6
NT (%)	1,00	1,22	0,82	1,05	0,91
COT/NT	41,5	38,6	54,0	43,9	51,4
MOT (%)	92,9	92,7	93,4	92,8	94,8

Todas las macetas se saturaron con agua antes de aplicar el mulch, dejando percolar el sistema durante 48 horas para alcanzar las condiciones de capacidad de campo. Cada día se procedió a analizar mediante pesada las pérdidas de agua de los tratamientos y la evolución de la evaporación media acumulada en el suelo. Transcurridos 60 días se aplicó una lluvia artificial simulando un evento de lluvia de 20 Lm⁻². Al cabo de 110 días se detectó la nula pérdida de humedad en las macetas, ya que su peso permaneció constante durante un mínimo de 7 días, coincidiendo este periodo con el punto de marchitez donde el agua ya no está disponible para la planta. Para analizar los resultados, se ha aplicado un análisis estadístico de tipo modelo jerárquico bayesiano usando R-INLA 2018.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1, se puede observar como la pérdida de agua en los sistemas ensayados se ralentizó en función de la presencia de mulching y adicionalmente en función de la estrategia combinada de enmienda orgánica y mulching, siendo este efecto más intenso en la fase de saturación del suelo (etapa entre 0 y 60 días) y para algunos tratamientos significativo incluso a tiempo final de esta etapa. El evento de lluvia indujo efectos similares, pero más atenuados debido potencialmente a que el agua añadida permanece en contacto con el mulching en su mayoría y no interaccionaba con la matriz suelo o suelo-enmienda.

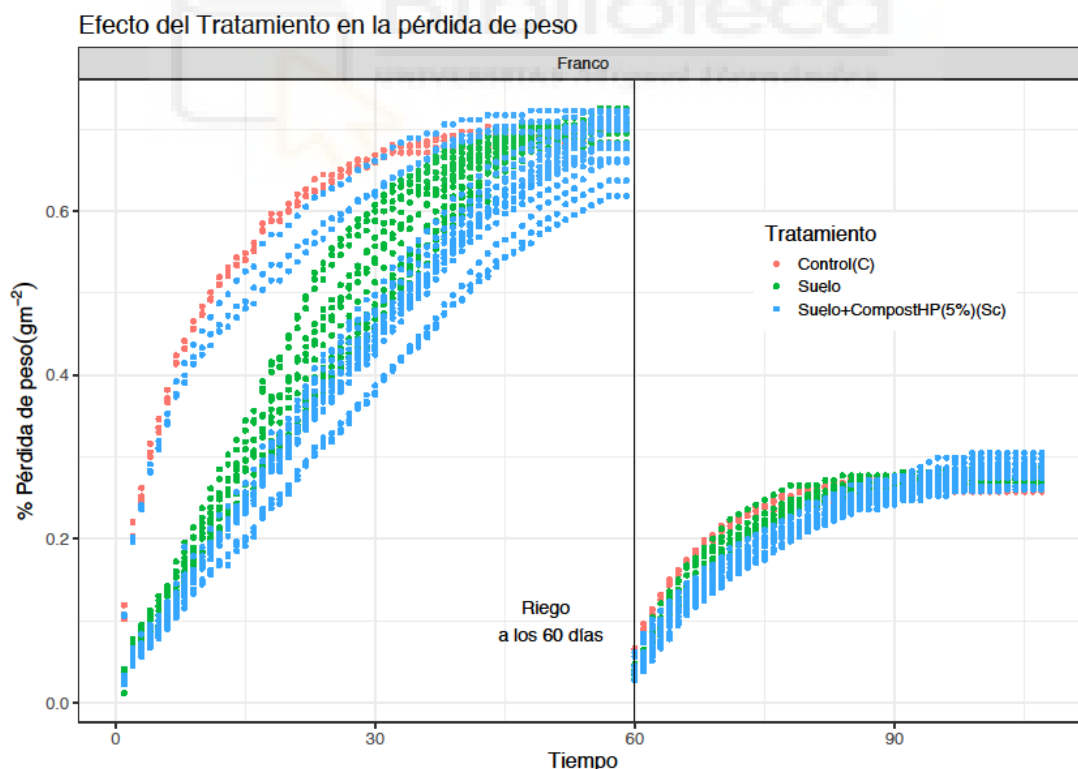
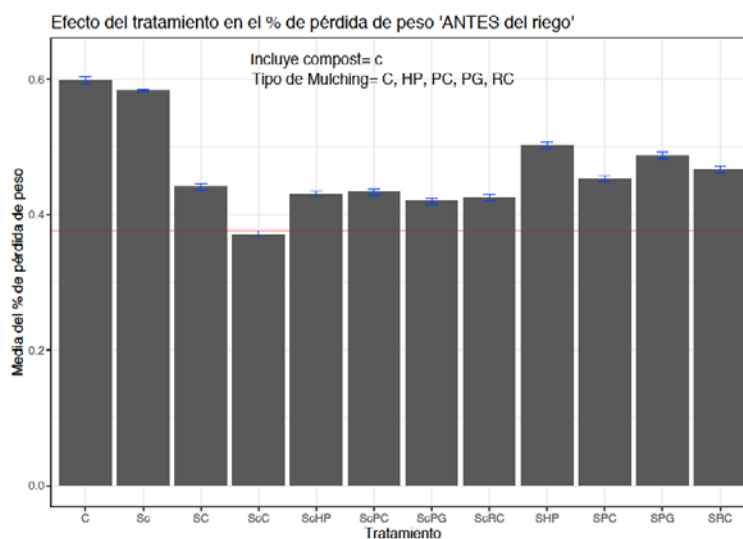


Figura 1. Agrupamiento de los tratamientos en función de la pérdida de humedad en los grupos categóricos (suelos enmendados y con mulching, Color Azul; suelos con mulching, Color Verde; suelos control, Color Rojo).

A. Periodo 0-60 días



B. Periodo 61-110 días

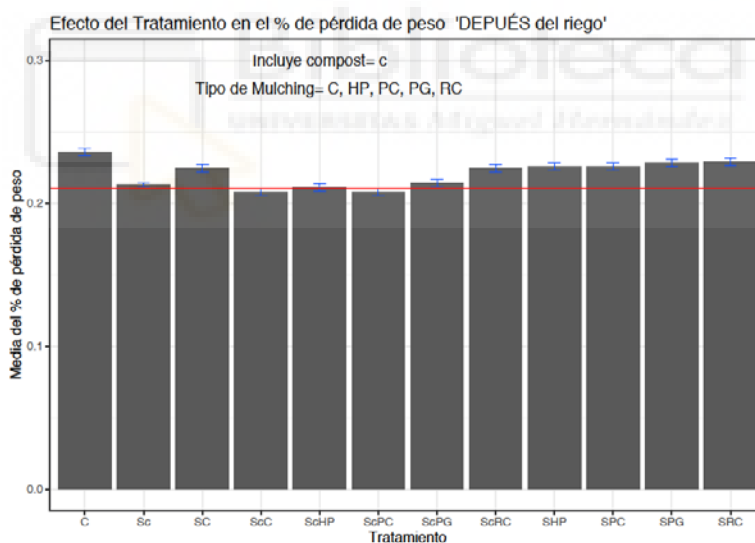


Figura 2. Pérdida de agua de los sistemas ensayados en función de la presencia de enmienda (c = suelo enmendado al 5%) o del tipo de mulch.

En la Figura 2, se muestran los resultados obtenidos en los dos periodos de estudio considerados. En la primera fase, se observa claramente que el tratamiento más eficiente fue el suelo enmendado con compost y con el mulch de *Arundo donax* (ScC), potencialmente asociado a la presencia de materiales hidrófobos que evitan o reducen los procesos de evaporación frente a otros materiales leñosos. El sistema control (C) sin incorporar ninguna estrategia de adición de materia orgánica para la conservación del agua sin embargo se situó en valores muy similares al logrado en el sistema enmendado, poniendo de manifiesto que al cabo de 60 días no existe diferencias significativas asociadas a la enmienda. Sin embargo, la mayoría de los mulching ejercieron un efecto positivo a corto plazo (2 meses) que se magnificó por la presencia de un suelo

más rico en materia orgánica. Por ello, comparando de forma pareada los tratamientos S y Sc para cada mulch, se puede observar una ralentización en la liberación-evaporación del agua en los medios enmendados. Rico y col (2016) en un estudio sistemático del efecto de pinaza, paja de cereal y hoja de palmera sobre el secado de suelos obtuvo mayor eficiencia para la hoja de palmera, aunque la evaporación en los dos suelos ensayados (franco y franco limoso) fue más intensa que en nuestro ensayo.

Para el segundo periodo de estudio, después del evento de lluvia, las pérdidas de peso fueron muchos menores, como consecuencia de que el contenido absoluto de agua fue mucho más bajo (figura 2B). Adicionalmente, las diferencias obtenidas fueron menores y menos significativas que las obtenidas con el suelo de partida a capacidad de campo, aunque en este caso existieron diferencias asociadas principalmente a la presencia de enmienda orgánica frente a los no enmendados que las asociadas al tipo de mulch empleado.

4. CONCLUSIONES

Aunque se trata de un estudio preliminar respecto a la capacidad de mejora del estado hídrico del suelo, podemos concluir que la existencia de un contenido basal de materia orgánica genera una menor evaporación en los suelos. El uso de mulch mejora de forma general la retención del agua en el suelo, existiendo pocas diferencias asociadas al material usado en el presente experimento, aunque parece ser más eficiente el obtenido a partir de la caña (*Arundo donax*), especie invasiva de los ríos mediterráneos frente a podas de especies leñosas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Rico Hernández J., Navarro-Pedreño J., Gómez I., 2016. Evaluation of plant waste used as mulch on soil moisture retention. *Spanish Journal Soil Science*. 6(2), 133-144.
- Robledano Aymerich F., Romero Díaz A., Belmonte Serrato F., Fernández Carrillo M.A., Martínez Hernández C., Sánchez Martín M., Zapata Pérez V.M., 2016. Consecuencias del abandono de cultivos en la Región de Murcia y recomendaciones de gestión. En: A. Romero Díaz (Coord.) *Abandono de cultivos en la Región de Murcia. Consecuencias Ecogeomorfológicas*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia p. 227-263.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado dentro del marco del proyecto “Desarrollo de nuevos recursos y bioproductos basados en residuos de especies palmáceas orientados al secuestro de carbono y estrategias de mitigación, Palmresource” (Proyecto AGL2013-41612-R), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España y los Fondos europeos de Desarrollo Regional (FEDER, “Una manera de hacer Europa”).

