VNiVERSiDAD D SALAMANCA

Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales

COMPOSTAJE RED ESPAÑOLA

Compostaje

Objetivo de Desarrollo Sostenible

JORNADAS RED ESPAÑOLA DE COMPOSTAJE

Salamanca, 5-7 de octubre de 2022

Organiza:
Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales de la Universidad de Salamanca
Red Española de Compostaje

Diseño del logotipo de las jornadas:
Óscar Hernández Gómez

Fotografía de portada:
Nodal Imagen

Diseño y maquetación:
Dpto. de Marketing y Comunicación. Fundación General de la Universidad de Salamanca

© de esta edición: Red Española de Compostaje
© de los textos: las/os autoras/es
© de las imágenes: las/los propietarias/os

ISBN: 978-84-09-44506-6

VII JORNADAS RED ESPAÑOLA DE COMPOSTAJE

Comités de las jornadas

Comité organizador

M. Ángeles Gómez Sánchez
Ana I. González Hernández
Remedios Morales Corts
Rodrigo Pérez Sánchez
Javier Plaza Martín

Comité científico

M.ª Ángeles Gómez Sánchez (Universidad de Salamanca)
Remedios Morales Corts (Universidad de Salamanca)
Rodrigo Pérez Sánchez (Universidad de Salamanca)
Ana Isabel González Hernández (Universidad de Salamanca)
Sonia Rodríguez Cruz (Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca, CSIC)
Mari Cruz García González (Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León)
Belén Suárez Fernández (Universidad de Salamanca)
Germán Tortosa Muñoz (Estación Experimental del Zaidín, CSIC)
Pilar Bernal Calderón (Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC)
Rafael López Núñez (Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC)
Raúl Moral Herrero (Universidad Miguel Hernández)
José Antonio Pascual Valero (Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC)
Marga López Martínez (Universitat Politècnica de Catalunya/Agencia de Residus de Catalunya)
Juan Carlos Rad Moradillo (Universidad de Burgos)
María José López López (Universidad de Almería)

PRÓLOGO

La Red Española de Compostaje (REC) organiza bienalmente, desde el año 2008, sus jornadas que suponen un punto de encuentro y debate de los distintos agentes interesados en todos los aspectos relativos a la gestión de los residuos orgánicos, con lo que se pretende contribuir a rentabilizar el potencial investigador español en dicha temática e impulsar la transferencia de resultados a todos los sectores.

La séptima edición de las Jornadas de la Red Española de compostaje ha sido organizada por la Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales de la Universidad de Salamanca y tendrán lugar en Salamanca del 5 al 7 de octubre de 2022.

Estas VII Jornadas llevan como hilo conductor la relación entre el compostaje y los objetivos de desarrollo sostenible (ODS). Por citar sólo algunos ejemplos, el compostaje comunitario que aprovecha parte de los residuos orgánicos generados por las poblaciones, responde a una de las metas del ODS 11, Ciudades y comunidades sostenibles, igualmente compostar y reutilizar, pasar de residuo a recurso, está íntimamente ligado al ODS 12, Producción y consumo sostenibles.

Con el desarrollo sostenible como hilo conductor, esta publicación recoge más de 80 trabajos de investigación que han sido revisados por el comité científico, lo que asegura su rigor y calidad.

Este libro comienza con la Conferencia Inaugural, impartida por Dña. Marta Benito Capa, en homenaje a nuestro compañero y amigo D. Alberto Masaguer Rodríguez, integrante e impulsor de la REC desde sus inicios, que nos dejó en marzo de este año.

El resto de los trabajos presentados se han organizado en tres sesiones temáticas, la primera de ellas dedicada a las innovaciones biotecnológicas con respuestas a nuevos retos y oportunidades en el afán por obtener el mayor valor posible de los residuos orgánicos. La segunda sesión, que recoge el mayor número de trabajos, lleva como título Procesos y calidad del compost. Los trabajos que la integran se centran en los distintos aspectos del proceso de compostaje y de la calidad de los productos obtenidos. Por último, en la tercera sesión denominada Aplicaciones del compost, se integran los trabajos relacionados con la utilización y valorización de los productos obtenidos mediante el proceso de compostaje.

Aunque en las últimas décadas se ha avanzado mucho en el estudio y caracterización de los residuos orgánicos, en los diversos procesos para reciclarlos/reutilizarlos y en los posteriores usos de los productos obtenidos, todavía tenemos grandes retos puesto que estamos lejos de alcanzar los objetivos de desarrollo sostenible que nos hemos marcado. Todavía hay residuos que estudiar, procesos que mejorar y/o descubrir y usos que experimentar. En estas jornadas vamos a compartir algunos de esos retos resueltos recientemente y descubriremos los indicios de los próximos a los que nos enfrentaremos.

Queremos agradecer a la dirección de la REC su ayuda, al Comité Científico su trabajo para hacer posible esta publicación, a los patrocinadores su generosidad y a todos los autores sus excelentes trabajos.

M. Ángeles Gómez Sánchez
Comité Organizador de la VII Jornadas de la REC

JORNADAS RED ESPAÑOLA DE COMPOSTAJE

ÍNDICE DE CONTENIDOS

CONFERENCIA INAUGURAL

Compostando Campus - Proyecto REMO en la Universidad Politécnica de Madrid 17

D.ª Marta Benito Capa. Profesora Titular del Área de Edafología y Química Agrícola de la ETSI Agronómica, Alimentaria y Biosistemas de la Universidad Politécnica de Madrid

SESIÓN I: Innovaciones biotecnológicas

COMUNICACIONES ORALES

1. Utilización de compost para la adsorción de colorantes de la industria textil 23

Khaled Al-Zawahreh, María Teresa Barral, Yahya Al-Degs, Remigio Paradelo

2. La pila de compostaje como fuente de microorganismos degradadores de plástico 27

Jesús Salinas, María R. Martínez-Gallardo, Victor Carpena, María J. Estrella-González, Ana Toribio, Francisca Suárez-Estrella, María M. Jurado, Juan A. López-González y María J. López

3. Potencial de hidrochars de biomasa residual como adsorbentes de herbicidas en aguas 31

Esperanza Romero, Ana María Méndez, Gabriel Gascó, Celia Cifuentes, Laura Delgado-Moreno, Rogelio Nogales

4. Valorización biotecnológica de residuos con plásticos: Proyecto RECOVER 35

María J. López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena Jurado, Juan A López-González, Pablo Barranco, Tomás Cabello, José A Sáez, Raúl Moral, Patrizia Cinelli

5. Biorrefinería anaerobia para la producción de ácidos grasos volátiles: pretratamientos con ozono 39

Encarnación Díaz-Domínguez; María Eugenia Ibáñez-López; José L. García-Morales

6. Opciones de aprovechamiento de la biomasa vegetal producida durante el proceso de fitorrecuperación de suelos contaminados con elementos traza 44
Rafael Clemente, M.ª José Álvarez-Robles, M.ª Pilar Bernal

7. Efecto de la bioestimulación sobre la biomasa y estructura microbiana del sustrato de cobertura en el cultivo de Agaricus bisporus infectado artificialmente con *Lecanicillium fungicola* 48
M. José Carpio, Jesús M. Marín Benito, Rebeca Lavega, Jaime Carrasco, M. Jesús Sánchez Martín, M. Sonia Rodríguez Cruz

8. El compost como fuente de agentes biofertilizantes solubilizadores de fósforo y potasio y su aplicación como promotores del crecimiento vegetal 52
Ana J. Toribio, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, M.ª Rosa Martínez-Gallardo, M.ª José Estrella-González, Clara de Moya, María J. López

9. Empleo de extractos acuosos procedentes de compost de residuos agroalimentarios como herramienta agrobiotecnológica: *Biopriming* 56
Macarena M. Jurado, Marina Angulo, María R. Martínez-Gallardo, Ana J. Toribio, Francisca Suárez-Estrella, Juan A. López-González, María J. Estrella-González, María JO. LópezrRíaJ. López

10. Gestión del amoníaco producido en explotaciones avícolas mediante su captura con tecnología de membranas 60
Mercedes Sánchez-Báscones, Maria Soto-Herranz, Ernesto Gómez-Sobrino, Juan Manuel Antolín–Rodríguez, Pablo Martín-Ramos

POSTERS

11. El uso del digestato de fracción orgánica de residuos municipales para la producción de biopesticidas por fermentación en estado sólido 65
Laura Mejías, Raquel Barrena, Teresa Gea

12. Cambios en la microbiota del suelo inducidos por la aplicación de biofertilizantes con microalgas 69
Carlos Rad, Evan A.N. Marks, Daniel Pérez-Alonso, Olimpio Montero, Marta Hernández

13. Ventajas e inconvenientes del uso de fluorescencia portátil de RX para el análisis de enmiendas orgánicas 73
Rafael López Núñez

14. Validación de la higienización durante el compostaje del alga *Rugulopteryx okamurae* 77
Juan A. López-González, Pilar Ruiz Martos, Macarena M. Jurado, María Luz Segura, Ana Toribio, María R. Martínez-Gallardo, María J. Estrella-González, Francisca Suárez-Estrella, María J. López

15. Aplicación de inoculantes microbianos como tratamiento previo al proceso de compostaje para promover la biodegradabilidad de residuos lignocelulósicos 81

Francisca Suárez-Estrella, Jesús Salinas, Juan Antonio López-González, Macarena M. Jurado, Ana J. Toribio, M.ª Rosa Martínez-Gallardo, M.ª José Estrella González, Milagros Bello, Naia Crespo, María J. López

16. Desarrollo de formulaciones microbianas para la recuperación de suelos contaminados con plásticos 85

Víctor Carpena, Macarena M. Jurado, Jesús Salinas, Juan A. López-González, María J. Estrella-González, Ana J. Toribio, María R. Martínez-Gallardo, Francisca Suárez-Estrella, David Ferrer, María J. López

17. Efecto de la presencia de elementos traza potencialmente tóxicos en la capacidad de generación de biogás de plantas procedentes de procesos de fitoestabilización 89

Rafael Clemente, M.ª José Álvarez-Robles, M.ª Pilar Bernal

18. Distribución vertical, disipación, abundancia y actividad microbiana del Diuron en parcelas enmendadas con vermicomposts 93

Rogelio Nogales, Jesús Fernández Bayo, Esperanza Romero, Jean Manuel Castillo

19. Higienización de biosólidos con ozono como pre-tratamiento de la digestión anaerobia 98

María Eugenia Ibáñez-López, Encarnación Díaz-Domínguez, José L. García-Morales

20. Cinética de degradación de los biopolímeros PHB y PLA en fase líquida medida mediante el método de respirómetro cerrado 102

David Gutiérrez, Iria Villar, María Fuencisla Mariño-Callejo y Salustiano Mato

21. Efectos de la exposición a largo plazo de *Eisenia andrei* a microplásticos de PHB y PLA 106

David Gutiérrez, Iria Villar, María Fuencisla Mariño-Callejo, Aaron Lagoa, Josefina Garrido y Salustiano Mato

22. Formulación de fertilizantes a partir de nutrientes recuperados de efluentes de E.D.A.R. 111

Susana Peña, Priscila Ramos, Milagros Navarro, D. Javier López-Robles, Juana I. López-Fernández, Yolanda Arribas, Belén Alonso, José María Gómez-Palacios, Belén Estrada, Carlos Rad

23. From lab to market. Retos en el escalado y comercialización de la fermentación en estado sólido 115

Teresa Gea, Xavier Font, Raquel Barrena, Adriana Artola, Antoni Sánchez, Antonio Javier Moral, Alejandra Rodríguez, María Eugenia Martínez

24. Enfoque circular de AVIENERGY para la gestión de las deyecciones avícolas 120
M.ª Pilar Bernal, Beatriz Lorente, Rafael Clemente

25. Producción de ácidos grasos volátiles a partir de subproductos del procesado de pimientos 124
Berta Riaño, Beatriz Molinuevo-Salces, María Cruz García-González

26. Optimización de la recogida de residuos sólidos urbanos basada en el impacto oloroso 128
Arturo F, Chica, M.ª Carmen Gutiérrez, Fabiano Tavares, Rubén Beltrán, Encarnación Muñoz, José A. Siles, M.ª Ángeles Martín

27. Fin de vida de productos biodegradables y compostables: ¿cómo debo proceder? 132
Sofía Collazo Bigliardi, Johana Andrade Chapal

28. Valorización mediante co-compostaje de alpeorujo y *Rugulopteryx okamurae*: obtención de enmienda orgánica y eliminación de un creciente problema ambiental 137
M.ª Carmen Gutiérrez, Arturo Fco. Chica, Bárbara Rincón, Inmaculada Bellido, M.ª Luisa López-Campaña, M.ª Ángeles Martín

SESIÓN II: Procesos y calidad del compost

COMUNICACIONES ORALES

1. Enfoque del proyecto CEOMED para asegurar la sostenibilidad de la digestión anaerobia de residuos de mercado mediante el reciclaje del digerido 142
María Pilar Bernal, Rafael Clemente, Cristina Álvarez-Alonso, Ángeles Trujillo

2. Evaluación de los agroplásticos en el vermicompostaje: efecto fisicoquímico en el sustrato y morfológico en *Eisenia fetida* 146
Zbigniew Emil Blesa Marco, José A. Sáez Tovar, M.ª Dolores Pérez-Murcia, E. Agulló, J. Andreu-Rodríguez, M.ª Ángeles Bustamante, Raúl Moral Herrero

3. Estudio de la biodiversidad funcional durante el compostaje a escala industrial de lodos de depuradora 150
M.J. Estrella-González, J.A. López-González, F. Suárez-Estrella, M.M. Jurado, M.R. Martínez-Gallardo, A.J. Toribio y M.J. López

4. Evaluación de la madurez, estabilidad y calidad del compost de alperujo mediante pirólisis analítica (Py-GC/MS) 154

Marta P. Rueda, Francisco Comino, Víctor Aranda, María José Ayora-Cañada, Ana Domínguez-Vidal

5. Beneficios de la co-digestión anaerobia de lodos, vinaza y gallinaza en el marco de la economía circular 158

Leonor Sillero, Montserrat Pérez, Rosario Solera

6. Depuración de purines mediante filtración por compost 162

Álvaro Fernández-López, Javier Cancelo-González, Remigio Paradelo, María Teresa Barral

7. Grupo operativo VALORARES: influencia del COBIOTEX como acelerador del proceso de compostaje 166

Lorena Zajara, Sebastián Trinidad, Fermín Núñez, Antonio Sánchez, Juan I. Gutiérrez-Cabanillas, Jesús Gil, Luis M. Muñoz-Reja, Elena Ordiales

8. Valorización de residuos de matadero ecológico de aves mediante compostaje 170

Jaime Nieto, M. Ángeles Gómez-Sánchez, Javier Plaza, Jorge Llorente, Carlos Palacios

9. Co-compostaje de residuos florícolas con residuos de mercado. Estudio de caso en los Cantones Ambato y Riobamba (Ecuador) 174

Irene Gavilanes-Terán, Julio Idrovo-Novillo, Víctor Valverde-Orozco, Cristina Asqui-Amaguaya, Cynthya Serrano-Beltrán, Cristian Chuquín-Enríquez, Xavier P. Bejarano Gavilanes, M.ª Ángeles Bustamante, Concepción Paredes

10. Cosintesis de exopolisacaridos y polihidroxialcanoatos a partir de residuos agroindustriales y fermentación en estado sólido 178

Laura Mejías, Sergio Ponsá, Oscar Martínez-Ávila

11. Co-compostaje de cascarilla de café con biochar y residuos de poda 182

Giuseppe Picca, César Plaza1, Rafael López, Engracia Madejón, Marco Panettieri

12. Reciclaje de los biorresiduos generados en el municipio de Pontevedra (Galicia) 186

Salustiano Mato, David Alves, Iria Villar

13. Gestión de proximidad mediante co-compostaje de escala media de subproductos del sector oleícola en Jérica, Castellón 190

Carlos Gómez Fernández, Ana García Rández, Vicente Blay, María Torres, M.ª Ángeles Bustamante, José Saez-Tovar, M.ª Dolores Pérez-Murcia, Javier Andreu, Raúl Moral

14. Compostaje de residuos domiciliarios con serrín y diferentes estiércoles en la Parroquia de San Luis (Ecuador) 194

Julio Idrovo-Novillo, Irene Gavilanes-Terán, Víctor Valverde-Orozco, Adriana Sinche-Villafuerte, Lourdes Carrera-Beltrán, Steven Ramos- Romero, M.ª Ángeles Bustamante, Concepción Paredes

15. Comparación de la calidad de dos compost obtenidos con biorresiduos y lodos de depuradora con paja de cebada 198

Luis Roca-Pérez, Eva Fernández Gómez, M.ª Desamparados Soriano, Rafael Boluda

POSTERS

16. CaMPuSTAJE. Escuela vivencial de compostaje comunitario de biorresiduos municipales para la transición social hacia la economía circular 202

Inazio Irigoien, Joseba Sánchez Arizmendiarrieta, Julio Muro, Asier Ruiz, Ramón Plana, Beatriz Soret

17. Digestión anaerobia de los subproductos obtenidos tras la destilación de plantas aromáticas 206

Beatriz Molinuevo-Salces, Berta Riaño, Óscar González-López, Silvia Pérez-Magariño, M Carmen Asensio-S.-Manzanera, María Cruz García-González

18. Optimización de procesos de compostaje entre fracción sólida de purín porcino y alperujo a nivel industrial 210

Juan Aviñó Calero, Ernesto Santateresa, Ana García, M.ª Ángeles Bustamante, Javier Andreu, Cristina Álvarez, M.ª Dolores Pérez-Murcia, Luciano Orden, Raúl Moral

19. Influencia de diferentes escenarios de aplicación de enmienda orgánica sobre la producción y calidad de los frutos en mandarinos variedad *Oronules* 214

María Martínez-Pomares, Silvia Sánchez-Méndez, M.ª Dolores Pérez-Murcia, M.ª Ángeles Bustamante, F. Javier Andreu, Encarnación Martínez-Sabater, Xavier Barber, José A. Sáez, Luciano Orden, Pilar Legua, Aurelia Pérez-Espinosa, Raúl Moral

20. Valorización ambientalmente sostenible de residuos del sector primario mediante compostaje 218

Cristina Álvarez-Alonso, M.ª Ángeles Bustamante, Carlos Gómez, Encarnación Martínez-Sabater, Ana García-Rández, Vicente Blay, Ignacio Irigoien, Marga López, Raúl Moral, M.ª Dolores Pérez-Murcia

21. Compostaje comunitario: valorización de las fracciones orgánicas municipales en el entorno de la economía circular 222

María Dolores Pérez-Murcia, Cristina Álvarez Alonso, Carlos Gómez, Encarnación Martínez-Sabater, Enrique Agulló, Ana García-Rández, Inazio Irigoien, Marga López, Raúl Moral, María Ángeles Bustamante

22. CaMPuSTAJE-UPNA: seguimiento de parámetros indicadores del proceso y calidad del compost final 226

Joseba Sánchez-Arizmendiarrieta, Inazio Irigoien, Cristina Álvarez-Alonso, M.ª Dolores Pérez-Murcia, Concepción Paredes, Aurelia Pérez-Espinosa, Encarnación Martínez-Sabater, Ana García-Rández, Ramón Plana, Marga López, Raúl Moral, M.ª Ángeles Bustamante

23. Co-compostaje de residuos agropecuarios generados en la Parroquia de San Andrés (Ecuador). Efecto del sistema de aireación 226

Víctor Valverde-Orozco, Irene Gavilanes-Terán, Julio Idrovo-Novillo, Rachel Villagrán-León, Noemí Naranjo- Infante, Lourdes Carrera-Beltrán, Steven Ramos- Romero, M.ª Ángeles Bustamante, Concepción Paredes

24. Evaluación del sistema de compostaje TOGO™ -BIG HANNA™ para el tratamiento de biorresiduos procedentes de recogida selectiva 230

Guzmán D. Carril González Barros, Ernesto Alonso, Soledad Ávila, Bernd Fernka, Germán Tortosa

25. ¿Cómo responden las lombrices a la presencia de residuos plásticos agrícolas en los procesos de vermicompostaje? 235

José A. Sáez Tovar, Zbigniew Emil Blesa Marco, Angie M. Pedraza Torres, M.ª Dolores Pérez-Murcia, Luciano Orden, E. Agulló, Xavier Barber, J. Andreu-Rodríguez, Encarnación Martínez-Sabater, M.ª Ángeles Bustamante, Raúl Moral Herrero

26. Tratamiento de residuos orgánicos urbanos en un sistema de compostaje cerrado 239

Tobías Núñez, Luciano Orden, Liliana Suñer, María del Valle Palenzuela, Antonio Rosal, Raúl Moral

27. Compostaje de la fracción orgánica procedente de recogida selectiva (FORS) en entornos urbanos mediante la tecnología *GORE© COVER* 248

Joseba Arregi Martínez, Pedro María Sacristán González, Germán Tortosa, Jon Sáez de Viguera Erkiaga

28. Higienización en pilas de compostaje de FORSU y fango: efecto de la profundidad del material en la evolución de la contaminación microbiológica 252

Andrea López, Dayana Jojoa, Julen Fernández, Jairo Gómez, Natividad Miguel, M.ª Peña Ormad

29. Proceso anaerobio de co-digestión de lodos, vinazas y residuos de pescado mediante la tecnología en fase secuencial de temperatura 256

Rocío Auxiliadora López, Montserrat Pérez, Rosario Solera

30. Emisiones de gases de efecto invernadero en procesos de co-compostaje de alperujo: influencia del material estructurante y de la fuente de nitrógeno 260

Ana García Rández, Luciano Orden, Vicente Blay, María Torres, M.ª Ángeles Bustamante, José Saez-Tovar, M.ª Dolores Pérez-Murcia, Xavi Barber, Javier Andreu, Raúl Moral

31. Valorización de lodos de alpechín en balsas de evaporación mediante compo-vermicompostaje: efecto de la inoculación con un consorcio fúngico 264

María R. Martínez-Gallardo, Ana J Toribio, María J Estrella-González, J Salinas, Macarena M Jurado, Juan A. López-González, Francisca Suárez-Estrella, José A Sáez, Raúl Moral, María J. López

32. La Comunidad Valenciana hacia la economía circular y la agricultura sostenible: cinco años de agrocompostaje para el sector primario valenciano 268

Ana García-Rández, Vicente R. Blay, Carlos Gómez, M.ª Ángeles Bustamante, Enrique Agulló, Aurelia Pérez-Espinosa, Concepción Paredes, Javier Andreu, M.ª Dolores Pérez-Murcia, Rodolfo Canet, M.ª Teresa Cháfer, José Juan Morant, Raúl Moral

33. Inclusión de bioestabilizado en co-compostaje avanzado: aspectos agronómicos y factores limitantes del proceso 272

Ana García Rández, Vicente Blay, M.ª Dolores Pérez-Murcia, Javier Andreu, Enrique Agulló, Xavi Barber, Raúl Moral

34. Caracterización de materiales iniciales en nuevos modelos de compostaje: agrocompostaje, compostaje comunitario y compostaje urbano descentralizado 276

Cristina Álvarez-Alonso, M.ª Dolores Perez-Murcia, Carlos Gómez, Encarnación Martínez-Sabater, Ana García-Rández, Ignacio Irigoien, Marga López, Xavier Barber, Raúl Moral, M.ª Ángeles Bustamante

35. Co-compostaje de lodos procedentes de la industria avícola de carne con residuos de la industria oleícola y residuos vegetales municipales 280

Luis Manuel Torres Ginés, Antonio Davó Sarrión, Germán Tortosa, Concepción Paredes

36. Situación de la depuración de aguas residuales en Ecuador y características de los lodos generados 285

Fernando Vinicio Armas-Vega, Irene Gavilanes-Terán, Diana Chuquizala-Erazo, Bryan Sánchez-Andrango, Freddy Muñoz Tobar, Concepción Paredes

SESIÓN III: Aplicaciones del compost

COMUNICACIONES ORALES

1. Evaluación agronómica de compost de lodos mejorados como fertilizante fosforado 291

M.ª Remedios Albiach, Pedro Rojo, Gloria Fayos, Tatiana Montoya, Isabel Castro

2. Aplicación de extractos acuosos de compost como estrategia sostenible para el control de hongos fitopatógenos foliares en agricultura intensiva 296

Raúl Jiménez, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Ana J. Toribio, M.ª Rosa Martínez-Gallardo, M.ª José Estrella-González, Rosario Lerma-Moliz, M.ª Mar Sánchez-Cánovas, María J. López

3. Efecto del origen del compost en su potencial capacidad supresora in vitro frente *F. oxysporum F. sp. melonis* 300

E. Martínez-Sabater, M.A. Bustamante, M.D. Pérez-Murcia, C. Paredes, A. Pérez-Espinosa, J. Andreu, E. Agulló, J. Sáez, A. García-Rández, R. Moral

4. Análisis de las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas al compostaje descentralizado 304

Daniel González, Raquel Barrena, Antonio Javier Moral, Adriana Artola, Xavier Font, Teresa Gea, Antoni Sánchez

5. Efecto del compost sobre el crecimiento de trigo en condiciones adversas 309

Jesús Gómez-Ciudad, María Ángeles Gómez-Sánchez, Sonia Rodríguez-Cruz, Remedios Morales-Corts

6. Efecto del compost obtenido a partir de lodos de depuradora en la degradación de compuestos organoclorados 314

J. González, C. Mancho, M. Gil-Díaz, A. Gutiérrez, P. García-Gonzalo, M.C. Lobo

7. Acolchado y enmiendas orgánicas del suelo: efectos sobre la adsorción-desorción de herbicidas 318

Marwa Douibi, Akhil Krishtammagari, María J. Sánchez Martín, M. Sonia Rodríguez Cruz, Jesús M. Marín Benito

POSTERS

8. Aplicación de fungicidas en suelos de viñedo: efecto de una enmienda orgánica en la disipación de *Tebuconazol y Fluopyram* 322

Eliseo Herrero Hernández, M. Soledad Andrades Rodríguez, M. Jesús Sánchez Martín, M. Sonia Rodríguez Cruz

9. Regeneración del clima y de agrosistemas mediterráneos mediante aplicaciones repetidas de compost de biorresiduos 326

Irigoien I, Arizmendiarrieta J S, Muro J, Oreja A, Lasa B, Ayape E, Cia J, Ruiz A, Plana R

10. Efecto de la aplicación de té de compost de residuos de jardinería (con y sin enriquecimiento microbiano) en el cultivo de patata 331

Rodrigo Pérez-Sánchez, María Remedios Morales-Corts, María Ángeles Gómez Sánchez, María Belén Suárez-Fernández, Ana Isabel González-Hernández, Jaime Alonso-Herrero

11. Efecto de la aportación de una enmienda orgánica y diferentes dosis de riego, en una plantación de naranjas var. Chislett situada en el sureste español 335

Silvia Sánchez-Méndez, Aurelia Pérez-Espinosa, Encarnación Martínez-Sabater, M.ª Dolores Pérez-Murcia, M.ª Ángeles Bustamante, Luciano Orden, Xavier Barber, F. Javier Andreu, José A. Sáez, Raúl Moral

12. Aplicación repetida de residuos postcultivo de champiñón en suelos de viñedo: efecto en parámetros fisicoquímicos y bioquímicos del suelo 340

M. Soledad Andrades Rodríguez, Eliseo Herrero Hernández, M. José Carpio, Jesús M. Marín Benito, M. Jesús Sánchez Martín, M. Sonia Rodríguez Cruz

13. Té de compost de residuos vegetales como alternativa de control sostenible frente al patógeno *Phytophthora infestans* 344

Ramos-Feo, I., Panadero-González, I., Morales-Corts, M.R., Suárez-Fernández, M.B.

14. Carácter biofertilizante de extractos acuosos de compost obtenidos a partir de residuos agroalimentarios 349

Rosario Lerma-Moliz, Francisca Suárez-Estrella, Juan Antonio López-González, Macarena M. Jurado, Ana J. Toribio, M.ª Rosa Martínez-Gallardo, M.ª José Estrella-González, Raúl Jiménez, Marina Pérez, María J. López

15. Efecto del compost de alperujo sobre la nodulación de la simbiosis soja-*Bradyrhizobium diazoefficiens* 354

Germán Tortosa, Carol V. Amaya-Gómez, José C. Jiménez-López, Gustavo Curaqueo, Javier Caro, Socorro Mesa, María Jesús Delgado, Eulogio J. Bedmar

16. Efecto del uso de compost sobre la emisión de gases de efecto invernadero en un cultivo de maíz bajo riego 358

Luciano Orden, Banira Lombardi, Patricio Varela, Agustín Montenegro, Ma Ángeles Bustamante, José Sáez-Tovar, Paula Juliarena, Raúl Moral

17. Biocircularcities Project: análisis de la transición a la economía circular en la gestión de biorresiduos 362

Marga López, Rosaria Chifari, Ignasi Puig

SESIÓN INAUGURAL:
Compostando CAMPUS
Proyecto REMO en la Universidad Politécnica de Madrid

"COMPOSTANDO CAMPUS - PROYECTO REMO EN UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID"

Marta Benito Capa

Departamento de Producción Agraria. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica, Alimentaria y de Biosistemas. UPM
marta.benito@upm.es

Resumen: La Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica, Alimentaria y de Biosistemas (ETSIAAB) de la Universidad Politécnica de Madrid dispone de 23 hectáreas dedicadas a campos de prácticas para diferentes cultivos demostrativos y de investigación, así como a la explotación ganadera y otras actividades agrarias. Dichas tareas se enmarcan en la labor docente e investigadora del propio centro y como cualquier explotación agropecuaria, estas instalaciones generan residuos orgánicos. Con el objeto de su valorización y la posterior utilización, la ETSIAAB lleva más de una década trabajando en una gestión sostenible de los mismos a través de su propia planta de compostaje. Recientemente, y gracias a la adjudicación del proyecto REMO-Compostando Campus en la "Primera Convocatoria de proyectos y actuaciones para impulsar la transición ecológica en la Universidad Politécnica de Madrid (UPM)", la planta ha podido ampliar sus instalaciones con el objeto de continuar con la realización de trabajos docentes y demostraciones al sector agrícola de las posibilidades de trasformación aeróbica de los residuos orgánicos.

Palabras clave: compostaje, residuos ganaderos, restos de poda, economía circular.

1. Introducción

Los campos de prácticas de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica, Alimentaria y de Biosistemas (ETSIAAB) de la Universidad Politécnica de Madrid como cualquier explotación agrícola presenta la necesidad de gestión de los residuos agrícolas y ganaderos que se generan como consecuencia de las actividades docentes e investigadoras en temas agrarios. Con una extensión total de 23 ha, estos campos de prácticas generan un volumen importante de residuos con características muy distintas dependiendo de la época del año. Los residuos ganaderos, en su mayoría estiércoles y purines, se deben eliminar o tratar de alguna forma, aunque algunos de ellos puedan ser incorporados directamente en los cultivos. Por otra parte, los productos obtenidos de los cultivos y restos de cosecha, ricos en materia seca, no tienen otra posibilidad de aprovechamiento más allá de su interés investigador o docente y se convierten en residuos que deben ser gestionados.

Con el objetivo de valorizar los residuos producidos en la ETSIAAB y su posterior utilización, se diseñó una planta experimental de compostaje para la transformación de estos en enmienda orgánica. Localizada en los Campos de Experimentación Agronómica de la ETSIAAB y ocupando una superficie aproximada de 735 m2, la planta de compostaje se ubica hoy en lo que inicialmente era una balsa para lixiviados. A partir de 2010 fue cuando comenzó a utilizarse como planta experimental, con la misión de aprovechar los restos de jardinería del entorno de los edificios de la Escuela y los residuos procedentes de los Campos de Experimentación, como son los residuos de naves ganaderas y los restos de cosecha de las parcelas experimentales y de la poda de los campos. Una vez se obtiene el compost, el producto final es empleado en las parcelas agrícolas y los huertos. Cuando se requiere material de menor tamaño –especialmente

para las praderas, los semilleros y el sustrato para macetas–, es enviado fuera de la Escuela, a la Planta de Compostaje de Migas Calientes del Ayuntamiento de Madrid, donde se criba.

De manera paralela y cuando el compostaje aerobio con volteo periódico era una realidad, se inició de producción de vermicompost en la propia planta de compostaje (Nikola et al., 2016). Una mezcla de purines, restos de poda de jardín y restos de rastrojo de cereales fue preparada para la instalación de una pila donde tendría lugar un proceso de pre-compostaje de 60 días, en el que se asegurase la correcta eliminación de patógenos. Ese material pre-compostado sería utilizado para la creación de una cama de vermicompostaje en la que se introdujeron las lombrices (*Eisinia fetida*, Savygni).

La planta, después de un periodo de compostaje de entre cinco y seis meses, genera aproximadamente 30m3/año de compost que se aplica en las praderas y jardinería de la Escuela (Masaguer et al., 2012). Las características del compost obtenido hasta la fecha son las siguientes: pH = 9, conductividad eléctrica 3 dS/m, materia orgánica total de 35%, N 1%, P2O5 2%, K 1,8%. El compost presenta Clase A en relación con el contenido en metales pesados (salvo un pequeño incremento en algún momento puntual debido al Zn contenido en los residuos de gallinaza), además tiene ausencia de *Salmonella*, *Escherichia coli*, *Listeria monocytogenes*. Se trata de un compost con propiedades agronómicas adecuadas para ser utilizado como enmienda orgánica, aunque como abono se deberían mejorar algunas de las propiedades, entre ella el contenido en materia orgánica o el nitrógeno total.

2. Con el objetivo de ser referente en sostenibilidad ambiental en la UPM

Con el fin de sacar todo el potencial a la planta de compostaje y dado que gestiona solo el 30% de los residuos generados, el profesor Alberto Masaguer, catedrático del Departamento de Producción Agraria de la ETSIAAB, trabajó para su buen funcionamiento desde que esta comenzó a funcionar. Entre sus iniciativas está la presentación de un proyecto que ha supuesto la actualización y ampliación de la instalación. El proyecto Compostando Campus- REciclando Materia Orgánica (REMO) fue presentado en 2021 a la “Primera Convocatoria de proyectos y actuaciones para impulsar la transición ecológica en la Universidad Politécnica de Madrid (UPM)”, en la que resultó adjudicatario. El objetivo de esta optimización del proceso es convertir la planta en “referencia de sostenibilidad ambiental en la UPM y ser ejemplo de gestión integrada de los residuos orgánicos producidos en el Campus de Ciudad Universitaria”, aplicando los principios de economía circular. La propuesta de optimización ya está en marcha y el objetivo es duplicar la producción de compost gracias a la inversión en nueva maquinaria y la adecuación de parte de las instalaciones.

El proyecto contó desde el principio con la aprobación de la UPM pero la solicitud inicial tuvo que modificarse para contemplar la propuesta de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural (ETSIMFMN) que necesitaba una solución de gestión de los residuos orgánicos dicho centro. Con el objetivo de aprovechar recursos entre ambas Escuelas, desde la instalación de la ETSIAAB se dará también servicio a la ETSIMFMN, gestionando así los residuos procedentes del arboreto y de los restos de jardinería de dicha Escuela.

Con las instalaciones actuales, la ETSIAAB es capaz de producir anualmente más de 20.000 kilos de compost, una cifra que se espera duplicar con las mejoras que se están incorporando.

3. Actuaciones para la optimización de la planta de compostaje de la ETSIAAB

La renovación de la planta para conseguir una mayor y mejor producción de compost requería principalmente una actualización de la maquinaria, una mejora en la zona destinada al almacenaje del producto final y la construcción de nuevas instalaciones para una producción más eficiente de vermicompost.

El camino para una completa optimización de la planta de compostaje de la ETSIAAB es largo, pero ya se han dado los primeros pasos. La compra de una trituradora de restos de poda que, además, se puede desplazar a otros emplazamientos para reducir el transporte de residuos, se realizó con el objeto de poder procesar ramas de hasta 25 centímetros. Otro elemento fundamental para la modernización ha sido la adquisición de una nueva máquina de volteo (Figura 1), puesto que la actual tiene más de 10 años y ha llegado al final de su vida útil. Con una capacidad de volteo de 700 m3/h y una anchura del eje de volteo de 2.5 m, la buena maniobrabilidad de la nueva volteadora permite la gestión de un mayor volumen de residuos y una optimización del espacio destinado a la formación de las pilas.

Figura 1. Volteadora en la planta de compostaje de la ETSIAAB-UPM

El proyecto abarca también la compra de mantas de protección de compost para regular la humedad y evitar las pérdidas de gases, así como la instalación varias sondas de medición de temperatura y humedad, que permiten monitorizar el proceso de compostaje y variar las condiciones de compostaje para lograr el resultado óptimo.

Dentro de los planes de la propuesta aceptada en el proyecto REMO está contemplada también la creación de una nueva zona de vermicompostaje (Figura 2). Hasta hace un par de años, cuando una tormenta tumbó el umbráculo utilizado para mantener las condiciones adecuadas, en un área de aproximadamente 100 m2 muy cercana a la planta, se producía humus de lombriz con características muy valoradas en agricultura. Con esta actuación se pretende reestablecer la actividad, conseguir un humus de alta calidad y una instalación piloto que puede

resultar de gran interés en jornadas de divulgación científica y además, pueda servir para la actividad docente impartida en la UPM.

Buscando siempre una inversión sostenible, desde el Departamento de Producción Agraria de la ETSIAAB se ha logrado reducir al máximo los gastos en la compra de maquinaria y esto ha permitido la adquisición de un remolque que ayuda al transporte del material orgánico desde la ETSIMFMN a las instalaciones de la ETSIAAB para poder ser mezclado en la proporción adecuada e iniciar el proceso de compostaje. Además, se han llevado a cabo actuaciones de acondicionamiento de la planta que incluye la instalación de vallas protectoras en la zona de descarga del material original y la extensión de zahorra en una zona aledaña a la planta para facilitar el almacenamiento del material final.

Figura 2. Zona destinada al vermicompostaje en las instalaciones de la ETSIAAB-UPM

4. Alineados con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS)

Con la misión de mejorar el proceso de compostaje, la iniciativa REMO pretende también valorar la posible gestión integrada de los residuos vegetales y de naves ganaderas con residuos orgánicos de cafeterías. Y con un alcance más global, plantea estudiar la viabilidad de la gestión de la materia orgánica producida en las instalaciones de la UPM en toda la Ciudad Universitaria.

En este sentido, la gestión de residuos, en el contexto del Objetivo de Desarrollo Sostenible sobre consumo y producción responsable (ODS12), significa garantizar una vida sana y un planeta saludable en el futuro. La buena gestión de los residuos es esencial y ayuda al logro de muchas otras metas, incluso, otros de los Objetivos de Desarrollo Sostenible.

A través de iniciativas como presentada por REMO y alineándose ODS, la ETSIAAB pretende ser referencia en gestión sostenible de residuos orgánicos, así como convertirse en centro demostrativo de la tecnología de compostaje para empresas del sector y para estudiantes de las diferentes escuelas del campus de Ciudad Universitaria en Madrid.

5. Bibliografía

Masaguer, A., Miranda, S., Zurita, R., Vázquez, J. (2012) Gestión de residuos Agropecuarios procedentes de la actividad docente e investigadora de la ETSIA (UPM). III Jornadas de la Red Española de Compostaje. Ed. MT. Rabal, M. Díaz-Raviña, R. Devesa-Rey y R. Paradelo

Teutscherová N., Vázquez E., Fernández E., Benito M., Masaguer A (2016). Evolución de las propiedades del compost mediante la combinación del vermicompostaje y compostaje respecto al solo compostaje de residuos. V Jornadas de la Red Española de Compostaje. Ed. R. López y F. Cabrera

6. Agradecimientos

Gracias al profesor Alberto Masaguer por el entusiasmo contagioso que siempre ponía en todo lo que iniciaba, tuviera o no que ver con el compostaje, por su implicación, su disposición a ayudar y lo fácil que hacía el trabajo compartido con él.

El proyecto Compostando Campus - REciclando Materia Orgánica (REMO) fue presentado por Alberto Masaguer y ha sido financiado por la Universidad Politécnica de Madrid (UPM) en la “Primera Convocatoria de proyectos y actuaciones para impulsar la transición ecológica en la UPM”.

SESIÓN I:
Innovaciones biotecnológicas

UTILIZACIÓN DE COMPOST PARA LA ADSORCIÓN DE COLORANTES DE LA INDUSTRIA TEXTIL

Khaled Al-Zawahreh[1,2], María Teresa Barral[1], Yahya Al-Degs[3], Remigio Paradelo[1]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela
[2] Department of Earth Sciences and Environment, Faculty for Natural Resources and Environment, The Hashemite University, Zarqa 13133, Jordania
[3] Department of Chemistry, Faculty of Science, The Hashemite University, Zarqa 13133, Jordania
remigio.paradelo.nunez@usc.es

Resumen: El uso del compost como adsorbente de bajo coste para la eliminación de contaminantes de aguas es una interesante aplicación en restauración ambiental, especialmente para aquellos materiales con menor valor agronómico. En este trabajo se ha evaluado la utilización de compost de RSU y de corteza de pino para la adsorción de cuatro colorantes textiles de diferente naturaleza: Basic Violet 10 (BV10), Acid Red 27 (AR27), Direct Blue 151 (DB151) y Reactive Violet 4 (RV4). Se han estudiado la cinética y la adsorción en equilibrio en experimentos de tipo batch. La cinética de adsorción fue relativamente lenta para el colorante BV10, alcanzándose el equilibrio a las 24 horas, y más rápida para el resto (equilibrio a las 5-6 horas para RV4 y AR27 y dos horas para DB151). La adsorción en equilibrio se ajustó en general al modelo de Langmuir, lo que permite calcular las capacidades máximas de adsorción para cada colorante, que siguieron la secuencia BV10 > DB151 > RV4 > AR27 en los dos compost. El compost de corteza de pino presentó en general una mayor capacidad de adsorción que el compost de RSU, con máximos de 204 mg g^{-1} para BV10, 54 mg g^{-1} para DB151, 23 mg g^{-1} para RV4, y 4.1 mg g^{-1} para AR27. El conjunto de experimentos demuestra que los compost se pueden utilizar con éxito para esta aplicación, aunque serían más efectivos en el tratamiento de colorantes básicos (catiónicos) que de otros tipos (normalmente aniónicos).

Palabras clave: adsorbente; colorante; tratamiento de aguas; industria textil.

1. Introducción

Los compost presentan en su composición una gran diversidad y cantidad de grupos funcionales capaces de interactuar con compuestos orgánicos e inorgánicos, lo que en general resulta en una reducción de la movilidad y biodisponibilidad de contaminantes en suelos enmendados con compost (Smith, 2009). Esta capacidad de interacción es la base de la posible aplicación del compost en tratamiento de aguas contaminadas, para la eliminación de compuestos como metales pesados o pesticidas mediante procesos de adsorción (Anastopoulos y Kyzas, 2015). En comparación con otros adsorbentes habitualmente utilizados para el tratamiento de aguas, como el carbón activo, los compost presentan como ventaja su bajo coste de producción. La aplicación del compost como adsorbente en estas aplicaciones parece particularmente interesante en el caso de aquellos compost con un bajo valor agronómico, ya sea debido a contenidos excesivos de contaminantes o sales, a problemas de fitotoxicidad o bajo poder fertilizante.

En este sentido, un campo de aplicación de gran interés potencial en este momento es el tratamiento de aguas residuales de la industria textil, contaminadas con colorantes orgánicos. La eliminación de estos compuestos de las aguas es complicada por su elevada solubilidad y resistencia a la degradación por distintos procesos, de modo que no son fácilmente eliminados en las condiciones de las plantas de tratamiento (Crini, 2006). Pocos trabajos, sin embargo, se han ocupado hasta ahora de esta posible aplicación de los compost, a pesar de que los resultados existentes son prometedores (Paradelo y col. 2019). Con el objetivo de contribuir a esta posible aplicación, en este trabajo se ha investigado la capacidad de dos compost para la adsorción de cuatro tipos de colorantes textiles.

2. Material y Métodos

2.1 Compost

Se utilizaron dos compost producidos a escala industrial en Galicia: un compost de residuos sólidos urbanos (RSU), producido en Lousame (A Coruña), y un compost de corteza de pino (CPC) producido en O Pino (A Coruña). Se han seleccionado para este trabajo por presentar limitaciones específicas para su uso como enmienda agrícola: exceso de salinidad y metales pesados en el caso del compost RSU y acidez y pobreza en nutrientes, en el caso del compost CPC, como se observa en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades de los compost.

	pH	CE dS m^{-1}	MO %	C/N	CIC $cmol_c$ kg^{-1}	CIA $cmol_c$ kg^{-1}	Cu total mg kg^{-1}	Pb total mg kg^{-1}	Zn total mg kg^{-1}
RSU	8.5	7.01	41.8	16	19.4	3.6	1934	1065	2194
CPC	5.3	0.37	91.4	194	26.2	4.6	10	6	29

2.2 Colorantes

Se estudiaron cuatro colorantes de uso común en la industria textil: Basic Violet 10 (BV10, conocido como rodamina B), Acid Red 27 (AR27, conocido como rojo amaranto), Direct Blue 151 (DB151) y Reactive Violet 4 (RV4).

2.3 Cinética de adsorción

Para el estudio de la cinética de adsorción, se agitaron 500 mg de cada compost (<5 mm) en tubos de polipropileno con 50 mL de disolución de colorante (200 mg L^{-1} para BV10, 100 mg L^{-1} para DB151 y RV4 y 20 mg L^{-1} para AR27), a temperatura ambiente (25 ± 1 °C) con diferentes tiempos de contacto (1, 2, 4, 8, 16, 24 y 48 h). Las suspensiones se centrifugaron a 4000 *g* durante 5 minutos y se tomaron alícuotas del sobrenadante, en las que se determinó la concentración de colorante midiendo la absorbancia a distintas longitudes de onda: 547 nm para BV10, 522 nm para AR27, 554 nm para DB151 y 558 nm para RV4. La cantidad retenida por el compost se calculó a partir de la diferencia con la concentración de colorante en un blanco sin compost. Todos los experimentos se realizaron por triplicado. Los datos obtenidos fueron ajustados al modelo cinético de pseudo-primer orden:

$$q_a = q_e(1 - e^{-k_1 t})$$

donde q_a (mg g^{-1}) es la cantidad de colorante adsorbida en el compost a un tiempo t, q_e (mg g^{-1}) es la cantidad de colorante adsorbida en el compost en el equilibrio, y k_1 (h^{-1}) es la constante de velocidad de pseudo-primer orden.

2.4 Adsorción en equilibrio

Para el estudio de la capacidad de adsorción, se agitaron 500 mg de cada compost (<5 mm) en tubos de polipropileno con 50 mL de disolución de colorante de diferentes concentraciones (2-2000 mg L^{-1} para BV10, 2-50 mg L^{-1} para AR27, 5-700 mg L^{-1} para DB151 y 10-500 mg L^{-1} para RV4), a temperatura ambiente (25±1 °C) durante 24 horas. Las suspensiones se centrifugaron a 4000 *g* durante 5 minutos y se determinó la concentración de colorante como se explicó arriba. Todos los experimentos se realizaron por triplicado. Los datos obtenidos fueron ajustados al modelo de Langmuir:

$$q_e = \frac{q_m K_L C_{eq}}{1 + K_L C_{eq}}$$

donde q_e (mg g^{-1}) es la cantidad de colorante adsorbida en el compost en el equilibrio, C_{eq} (mg L^{-1}) es la concentración de colorante en la disolución en el equilibrio; K_L (L mg^{-1}) es la constante de adsorción y q_m (mg g^{-1}) es la capacidad máxima de adsorción.

3. Resultados y Discusión

Los resultados del ajuste de los modelos cinéticos a los datos se muestran en la Tabla 2. Para ambos compost, el equilibrio de adsorción se alcanzó en torno a las 24 horas para el colorante BV10, 5-6 horas para RV4 y AR27, y en torno a 2 horas para DB151. Las constantes de velocidad y la adsorción en el equilibrio fueron en general mayores para el compost CPC que para el RSU.

Tabla 2. Parámetros cinéticos de adsorción según el modelo de pseudo-primer orden.

Colorante	Compost	k_1 (h^{-1})	q_e (mg g^{-1})
Basic Violet 10	CPC	0.114	78.5
	RSU	0.084	10.1
Acid Red 27	CPC	0.027	1.77
	RSU	0.011	1.22
Direct Blue 151	CPC	0.227	7.32
	RSU	0.162	7.22
Reactive Violet 4	CPC	0.0073	8.12
	RSU	0.0071	6.61

En cuanto a la adsorción en el equilibrio (Tabla 3), los dos compost presentaron mayor afinidad por el colorante catiónico (BV10) que por el resto de tipos, a todos los valores de pH evaluados, con la siguiente secuencia relativa: BV10 ≫ DB151 > RV4 > AR27. En el caso del colorante BV10, la capacidad de retención del compost CPC fue mucho más alta que la del compost RSU; para los otros tres compuestos, las diferencias entre los dos compost fueron mucho menores. Los valores estimados por el modelo de Langmuir para la capacidad máxima de adsorción oscilaron entre 1,6 mg g-1 (AR27 en RSU) a 127 mg g^{-1} (BV10 en CPC). Las diferencias entre los distintos tipos de colorantes coinciden con lo observado en la bibliografía, que señala mucha mayor capacidad de retención del compost para colorantes de tipo básico (Paradelo y col., 2019).

Tabla 3. Parámetros de las isotermas de adsorción según el modelo de Langmuir.

Colorante	Compost	pH	q_m (mg g^{-1})	K_L (L mg^{-1})
Basic Violet 10	CPC	3	127.1	0.039
		5	89.3	0.037
		7	53.5	0.032
	RSU	3	19.3	0.130
		5	15.4	0.107
		7	10.3	0.089
Acid Red 27	CPC	3	3.89	0.513
		5	3.38	0.489
		7	2.63	0.437
	RSU	3	2.85	0.488
		5	2.14	0.511
		7	1.61	0.561
Direct Blue 151	CPC	3	53.9	0.0134
		5	33.2	0.0100
		7	22.5	0.0120
	RSU	3	74.3	0.0195
		5	61.8	0.0162
		7	30.1	0.0189
Reactive Violet 4	CPC	3	19.2	0.0173
		5	15.5	0.0155
		7	7.2	0.0126
	RSU	3	37.7	0.011
		5	24.7	0.012
		7	17.4	0.014

La capacidad de adsorción de los compost se incrementó progresivamente en todos los casos al reducir el pH de los experimentos. Este incremento fue mayor en proporción para los colorantes BV10, DB151 y RV4, cuya retención al menos se duplicó al pasar de pH 7 a pH 3, que para AR27. Este efecto del pH en la adsorción de colorantes ha sido observado comúnmente en la bibliografía (Chinoune y col., 2016; Sunjuk y col., 2019) y puede atribuirse a un incremento de la carga positiva de los compost a pH ácido, que incrementaría su interacción con los colorantes cargados negativamente.

En comparación con otros adsorbentes evaluados para el mismo uso, los compost presentaron un comportamiento prometedor. En el caso del colorante BV10, la capacidad de adsorción es del mismo orden de la observada para materiales más caros como óxidos de grafeno sintéticos y mayores que los de otros adsorbentes naturales como zeolita o caolinita (Yu y col., 2013), u otros compost (Jozwiak y col., 2013). Sin embargo, la capacidad de retención de ambos compost para el colorante AR27 fue baja en comparación con otros adsorbentes, tanto sintéticos como naturales (Behnajady, 2014; Guerrero-Coronilla y col., 2015). En el caso de los colorantes DB151 y RV4 no hay suficiente evidencia en la literatura como para evaluar adecuadamente el comportamiento de los compost con respecto a otros materiales.

4. Conclusiones

La evaluación de la capacidad de adsorción de diferentes tipos de colorantes por un compost de corteza de pino y un compost de RSU permite concluir que estos materiales se podrían utilizar de manera efectiva como adsorbentes en el tratamiento de aguas residuales de la industria textil, especialmente en el caso de colorantes de tipo básico. Esta posible aplicación del compost precisa de mayor desarrollo de la investigación, que hasta el momento es insuficiente, tanto por lo que respecta a su eficacia frente a distintos tipos de compuestos como a las condiciones óptimas de trabajo.

5. Bibliografía

Anastopoulos I., Kyzas G.Z., 2015 Composts as biosorbents for decontamination of various pollutants: A review. *Water Air Soil Pollut*. 226, 61.

Behnajady, M., 2014. Investigation on adsorption capacity of TiO2-P25 nanoparticles in the removal of a mono-azo dye from aqueous solution: A comprehensive isotherm analysis. *Chem. Ind. Chem. Eng. Q.* 20, 97−107.

Chinoune, K., Bentaleb, K., Bouberka, Z., Nadim, A., Maschke, U., 2016. Adsorption of reactive dyes from aqueous solution by dirty bentonite. *Appl. Clay Sci.* 123, 64–75.

Crini G., 2006. Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: A review. *Bioresource Technol*. 1061–1085.

Guerrero-Coronilla, I., Morales-Barrera, L., Cristiani-Urbina, E., 2015. Kinetic, isotherm and thermodynamic studies of amaranth dye biosorption from aqueous solution onto water hyacinth leaves. *J. Environ. Manage.,* 152, 99-108.

Jóźwiak, T., Filipkowska, U., Rodziewicz, J., Mielcarek, A., Owczarkowska, D., 2013. Application of compost as a cheap sorbent for dyes removal from aqueous solutions. *Rocz. Ochr. Sr.* 15, 2398–2411.

Paradelo R., Vecino X., Moldes A.B., Barral M.T., 2019. Potential use of composts and vermicomposts as low-cost adsorbents for dye removal: An overlooked application. *Environ. Sci. Pollut. Res*. 26, 21085–21097.

Smith S.R., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environ. Int*. 35, 142–156.

Sunjuk, M., Arar, H., Mahmoud W., Majdalawi, M., Krishan, M., Abu Salha, Y., El-Eswed, B., 2019. Adsorption of cationic and anionic organic dyes on SiO2/CuO composite. *Desal. Wat. Treat.* 169, 383–394.

Yu, Y., Murthy, B., Shapter, J., Constantopoulos, K, Voelcker, N., Ellis, A., 2013. Benzene carboxylic acid derivatized graphene oxide nanosheets on natural zeolites as effective adsorbents for cationic dye removal. *J. Hazard. Mater.* 260, 330–338.

LA PILA DE COMPOSTAJE COMO FUENTE DE MICROORGANISMOS DEGRADADORES DE PLÁSTICO

Jesús Salinas, María R. Martínez-Gallardo, Victor Carpena, María J. Estrella-González, Ana Toribio, Francisca Suárez-Estrella, María M. Jurado, Juan A. López-González y María J. López.

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAIMBITAL, E04120, Almería, España, jsn140@ual.es

Resumen: La producción y acumulación de plásticos en el ambiente da lugar a una contaminación que aumenta exponencialmente desde su invención. Existen tratamientos químicos y fisicoquímicos para la eliminación o reciclaje de residuos plásticos, resultando insuficientes. Existen hábitats en los que se biotransforman compuestos recalcitrantes, como la lignina o los fenoles, los cuales son potenciales fuentes de obtención de microorganismos con capacidades para la biodegradación de plástico. El objetivo de este trabajo fue aislar y seleccionar microorganismos degradadores de plásticos, así como la validación de su actividad degradativa de polietileno (PE), principal plástico empleado en envases de alimentos. Para el aislamiento se emplearon muestras de lodos de alpechín y compost. Se testó la capacidad de los aislados para producir enzimas relacionadas con la biodegradación de plástico (lipasas, cutinasas y ligninasas), así como su capacidad para colonizarlo. De acuerdo con dichas actividades se seleccionaron las cepas más idóneas y se determinó la capacidad tanto de consorcios como cultivos puros para crecer en un medio mínimo con PE como única fuente de carbono. Veintisiete cepas expresaron actividad degradativa (enzimas y/o colonización). Las cepas aisladas de compost mostraron mayor rango de actividades. Entre ellas, destacaron tres cepas de los géneros *Aspergillus*, *Fusarium* y *Bacillus* que crecieron a partir de PE como única fuente de carbono, con mayor eficiencia en consorcio hongo-bacteria, reduciendo el peso del plástico un 4%. Así, la pila de compostaje se postula como una fuente idónea para la obtención de microorganismos degradadores de plásticos.

Palabras clave: Lodos de alpechín, polietileno lineal de baja densidad, ligninasas, lipasas.

1. Introducción

Los plásticos son un conjunto de diversos materiales poliméricos sintéticos de cadena larga, formados principalmente por enlaces de carbono que tienden a acumularse en el medio ambiente debido a su escasa biodegradabilidad. Hasta 2019, la producción europea de plástico se estima en más de 29 millones de toneladas, de las cuales aproximadamente el 25% acaba en vertederos, siendo el polietileno el principal plástico empleado tanto en agricultura como en envases de alimentos (PlasticsEurope, 2020). Los tratamientos químicos y fisicoquímicos actualmente disponibles para su eliminación o reciclaje resultan insuficientes para gestionar de forma adecuada la ingente cantidad de residuos plásticos generados. Así, los tratamientos biológicos basados en el empleo de microorganismos productores de enzimas que hidrolizan los plásticos constituyen una alternativa sostenible para resolver este problema. Dichos microorganismos se pueden obtener a partir de diferentes ambientes, incluyendo aquellos que están contaminados por plásticos, pero también otros tipos de hábitats tales como la pila de compostaje o los residuos de la industria olivarera (alpechín) en los que existe una elevada actividad degradativa de moléculas naturales recalcitrantes como la lignina o los compuestos polifenólicos. Tales microorganismos presentan enzimas como las ligninasas, las polifenoloxidasas y las lipasas con reconocida actividad hidrolítica de plásticos.

El objetivo de este trabajo fue la selección de cepas microbianas degradadoras de plásticos, así como la validación de su actividad degradativa de polietileno (PE) tanto en cultivos puros como en consorcios.

2. Material y Métodos

2.1 Colección de microorganismos

Para el desarrollo del estudio se emplearon un total de 27 cepas, 10 actinobacterias, 7 bacterias y 10 hongos, procedentes de dos colecciones de microorganismos aislados en trabajos previos a partir de lodos de alpechín (Martínez-Gallardo y col., 2020) y compost (Jurado y col., 2014).

2.2 Caracterización de actividades enzimáticas asociadas a la biodegradación de plásticos

La colección de cepas fue sometida a análisis cualitativos para determinar la expresión de actividades enzimáticas asociadas a la biodegradación de plásticos: polifenol oxidasa (PO) y lacasas (LAC) (López y col., 2006); esterasas como las cutinasas (CUT) y las lipasas (LIP) y poliuretanasas (PU) (Molitor y col., 2020).

2.3 Análisis de colonización del plástico

La determinación de la capacidad de las cepas de la colección para colonizar la superficie de plásticos se realizó mediante un ensayo en el que se dispusieron láminas de plástico cuya superficie fue inoculada con una suspensión del microorganismo correspondiente. Tras 20 días de incubación a 30 ºC se validó el crecimiento y viabilidad del microorganismo mediante la incorporación de resazurina y la visualización de su producto reducido, resorufina (Chadha y Kale, 2015).

2.4 Diseño de consorcios y cuantificación de la degradación de plástico

Se diseñaron dos consorcios bacteria-hongo a partir de las cepas seleccionadas y se inoculó cada miembro del consorcio (10^5 UFC o esporas/mL) en matraces de 250 mL con 100 mL de medio mínimo (Janshekar y col., 1982) adicionado de 1% (p/v) de polvo de LLDPE (polietileno lineal de baja densidad) como única fuente de carbono. Los cultivos se incubaron a 120 rpm y 30 °C, realizando muestreos mensuales durante cuatro meses para recuentos del componente bacteriano (APHA) y fúngico (PDA) de los consorcios. El porcentaje de degradación del plástico se cuantificó al final del período de incubación mediante técnicas gravimétricas.

2.5 Identificación de los aislados

Las cepas seleccionadas fueron identificadas mediante la ampliación por PCR y secuenciación con cebadores universales ITS1/ITS4 – 27F/1492R del ADN ribosomal en el caso de hongos y bacterias, respectivamente (Jurado y col., 2014).

3. Resultados y Discusión

3.1 Caracterización y selección de cepas

Se analizaron 11 cepas aisladas de lodos de alpechín y 16 cepas aisladas de compostaje debido a que expresaban actividades enzimáticas relacionadas con la biodegradación de plásticos. En la Figura 1a se muestra el número de actividades enzimáticas degradativas simultáneas expresadas por las cepas según su procedencia. Con el fin de determinar la frecuencia de aparición de actividades enzimáticas con mayor potencial para la degradación de plástico, así como la capacidad para colonizar plástico, se clasificó el porcentaje de actividades enzimáticas ensayadas más frecuentes por los diferentes géneros de la colección de microorganismos (Figura 1b).

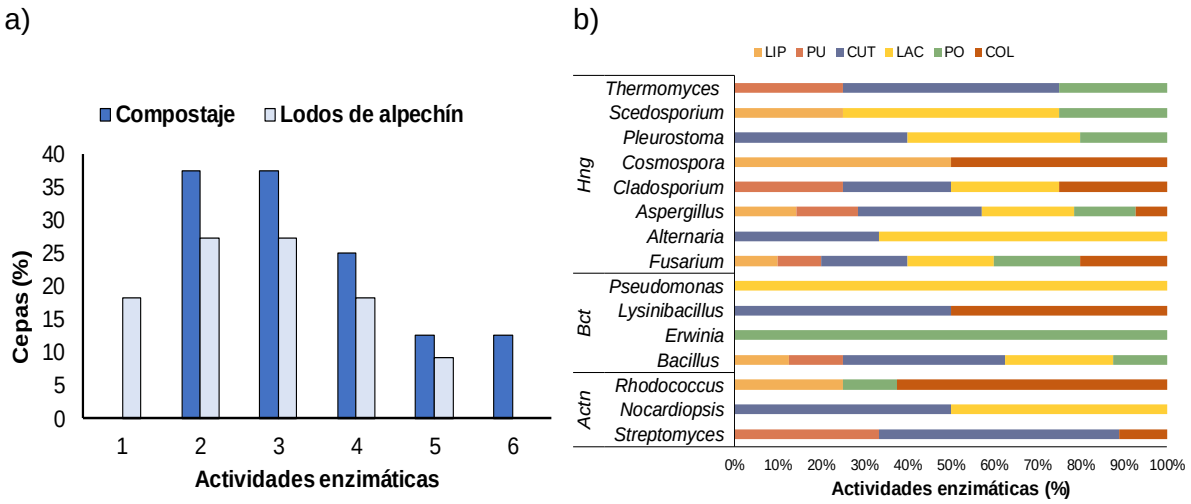


Figura 1. a) Rango de actividades degradadoras de plásticos expresadas por las cepas según origen. b) Proporción de géneros actinobacteria (Actn), bacteria (Bct) y hongo (Hng) con capacidad para expresar actividades enzimáticas de degradación de plásticos: lipasa (LIP) poliuretanasa (PU), cutinasa (CUT), lacasa (LAC), polifenol oxidasa (PO) y capacidad para colonizar plástico (COL).

La mayoría de los microorganismos aislados de los dos ambientes expresaron actividad lipasa, cutinasa y ligninasa, además de capacidad para colonizar plásticos. Además, el 12,5% de las cepas procedentes del compostaje expresaron un total de 5 actividades enzimáticas más la capacidad de colonizar plástico de forma simultánea, siendo este el mayor rango de actividades mostradas por cepa (Figura 1a). Esto puede fundamentarse en la gran variedad de sustratos y constantes cambios que se producen durante el proceso de compostaje, promocionando la proliferación de microorganismos con una amplia biodiversidad funcional necesaria para degradar materia orgánica (Moreno y Moral, 2008). De acuerdo con estos resultados, las pilas de compostaje se postulan como una excelente fuente de microorganismos degradadores de plástico.

Los géneros más destacados fueron *Bacillus*, *Aspergillus* y *Fusarium* debido a que expresaron todas las actividades enzimáticas estudiadas, siendo el caso de *Bacillus* el más interesante por su condición de bacteria y expresión de lacasas. *Fusarium* y *Aspergillus* presentaron un perfil enzimático óptimo para la biodegradación del plástico mediante la expresión de cinco actividades diferentes más la capacidad para colonizar plástico (Figura 1b). El empleo de estos géneros para su estudio en biodegradación de plásticos ha sido demostrado con éxito en otros estudios (Das y Kumar, 2015).

Por tanto, las cepas seleccionadas fueron *Fusarium* RHM1 y *Bacillus* RBM2 (compost), *Aspergillus* RHM15 (lodos de alpechín), debido a que expresaron el mayor rango de actividades enzimáticas asociadas a la biodegradación de plástico, incluyendo lipasas, cutinasas y ligninasas. A partir de estas cepas se diseñaron dos consorcios hongo-bacteria.

3.2 Validación de la eficacia degradadora de plástico: cultivos puros frente consorcios.

Las cepas selecionadas se ensayaron en medios de cultivo con LLDPE como única fuente de carbono, tanto en consorcio como el cultivo puro (Figura 2). En el consorcio *Fusarium-Bacillus* el componente fúngico aumentó el crecimiento con el tiempo en medios con LLDPE en forma de polvo. Tras cuatro meses de incubación, el consorcio *Fusarium-Bacillus* provocó una pérdida de peso del 4% del LLDPE, mientras que se obtuvo una pérdida de peso del 2% en el cultivo axénico del hongo. Por el contrario, el consorcio *Aspergillus-Bacillus* mostró un 4% de degradación en ambos casos, no existiendo diferencias entre el uso de cultivos puros y consorcio, siendo resultados similares a los obtenidos al trabajo realizado por Das y Kumar (2015).

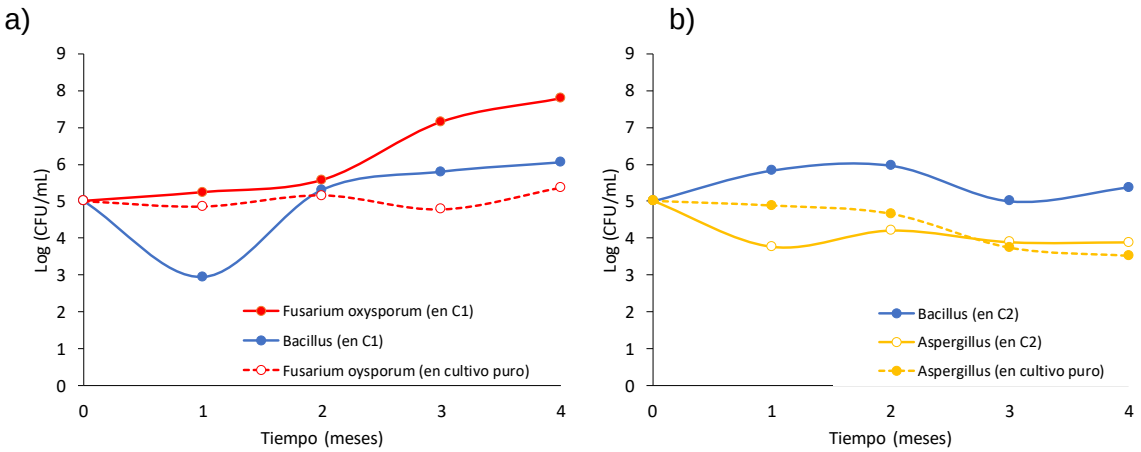


Figura 2: Comparación del crecimiento log(UFC/mL) de los consorcios *Fusarium-Bacillus* (a) y *Aspergillus-Bacillus* (b) frente al componente fúngico en cultivo puro en polvo de LLDPE.

Por lo tanto, el consorcio compuesto por microorganismos aislados de compostaje resultó más eficiente tanto en crecimiento con plástico como única fuente de carbono como en su biodegradación.

4. Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos, la pila de compostaje se postula como una fuente idónea para la obtención de microorganismos degradadores de plásticos. Los consorcios microbianos se proponen como potencial herramienta biotecnológica para el tratamiento de residuos plásticos frente a la utilización de cultivos puros.

5. Bibliografía

Chadha S., Kale S.P., 2015. Simple fluorescence-based high throughput cell viability assay for filamentous fungi. *Lett. Appl. Microbiol.* 61, 238-244.

Das M.P., Kumar S., 2015. An approach to low-density polyethylene biodegradation by *Bacillus amyloliquefaciens*. 3 *Biotech*. 5(1), 81-86.

Janshekar H., Haltmeier T., Brown C., 1982. Fungal degradation of pine and straw alkali lignins. *Eur. J. Appl. Microbiol*. 14, 174-181.

Jurado M., López M.J., Suárez-Estrella F., Vargas-García M.C., López-González J.A., Moreno J., 2014. Exploiting composting biodiversity: study of the persistent and biotechnologically relevant microorganisms from lignocellulose-based composting. *Bioresour. Technol*. 162, 283-293.

Lopez, M.J., del Carmen Vargas-García M., Suárez-Estrella F., Moreno, J., 2006. Biodelignification and humification of horticultural plant residues by fungi. *Int. Biodeterior. Biodegrad*. 57(1), 24-30.

Martínez-Gallardo M.R., López M.J., Jurado M.M., Suárez-Estrella F., López-González J.A., Sáez J.A., Moral R., Moreno J., 2020. Bioremediation of olive mill wastewater sediments in evaporation ponds through in situ composting assisted by bioaugmentation. *Sci. Total Environ*. 703, 135537.

Molitor R., Bollinger A., Kubicki S., Jaeger K.E., Thies, S., 2020. Agar plate-based screening methods for the identification of polyester hydrolysis by *Pseudomonas* species. *Microb. Biotechnol.* 13(1), 274-284.

Moreno J., Moral R., 2008. Compostaje. Ed. Mundi Prensa, Madrid. 570 pp.

PlasticsEurope (2020) *Plastics-the Facts 2020. An analysis of European plastics production, demand and waste data*. https://www.plasticseurope.org/es/resources/publications/4312-plastics-facts-2020 (fecha de consulta: 26/04/2022)

6. Agradecimientos

Este proyecto ha recibido financiación de la Empresa Común de Industrias de Base Biológica en el marco del programa de investigación e innovación Horizonte 2020 de la Unión Europea bajo el acuerdo de subvención nº 887648; del proyecto LIFE+REGROW (LIFE16ENV/ES/000331); y del Ministerio de Economía y Competitividad a través del Proyecto AGL2015-64512-R.

POTENCIAL DE HIDROCHARS DE BIOMASA RESIDUAL COMO ADSORBENTES DE HERBICIDAS EN AGUAS

Esperanza Romero[1], Ana María Méndez[2], Gabriel Gascó[3], Celia Cifuentes[1], Laura Delgado-Moreno[1], Rogelio Nogales[1]

[1]Departamento de Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín-Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC), Granada-18008, España.
[2]Departamento de Ingeniería Minera y Geológica, ETSI Minas y Energía, Universidad Politécnica de Madrid, España
[3]Departamento de Producción Agraria, ETSI Agronómica, Alimentaria y Biosistemas, Universidad Politécnica de Madrid, España.
esperanza.romero@eez.csic.es

Resumen: La carbonización hidrotermal constituye una alternativa económica para valorizar biomasa residual con alto contenido en humedad En este estudio se investigó el potencial adsorbente de un nuevo hidrochar obtenido a partir de alperujo repasado y deshuesado y de dos hidrochars comerciales procedentes de cáscara de naranja y lodos de depuradora, con el fin de conocer que propiedades de esos hidrochars juegan un papel relevante en la eliminación de herbicidas de soluciones acuosas. Para ello, se determinaron sus propiedades físico-químicas y se realizaron isotermas de adsorción con tres herbicidas con diferentes estructuras químicas y características, quizalofop-P etil, terbutilazina y flazasulfurón. El hidrochars de alperujo se caracterizó por tener un valor de pH más bajo (5.3), mayor área superficial y mayor contenido de carbono orgánico que los hidrochars comerciales. Las isotermas de adsorción mostraron una adsorción lineal, donde la cantidad adsorbida aumentó con la concentración de los herbicidas en la solución acuosa. La adsorción del quizolofop por los tres hidrochars fue casi completa (98%). La terbutilazina mostró una adsorción menor, excepto para el hidrochar de alperujo (90%). La adsorción del flazasulfurón por los tres hidrochars fue mucho menor (<30%). Se observó que los hidrochars con mayor contenido en carbono orgánico fueron los que mostraron mayor potencial de adsorción. En la suspensión de los hidrochars con pHs entre 5-6, la moléculas del flazasulfurón, con carácter acido (pKa = 4.37), estuvieron mayoritariamente disociadas lo cual explicaría su escasa adsorción.

Palabras clave: Alperujo repasado y deshuesado, Cascara de naranja, Lodo de depuradora, carbonización hidrotermal, Isotermas de adsorción

1. Introducción

La presencia de plaguicidas en aguas procedentes de las actividades agrícola, urbana o industrial constituye una vía de entrada de estos xenobioticos al medio natural. Los hidrochars provienen de la carbonización hidrotermal (CHT) de la biomasa residual (Gasco y col., 2018). La CHT es un proceso húmedo, por lo que permite la transformación de residuos con alto contenido en humedad en materiales ricos en carbón sin tener que secar previamente el residuo. Este proceso de carbonización se realiza a temperaturas relativamente bajas (180-250ºC), bajas presiones autógenas (1-3 Mpa) que mantienen el agua en condiciones subcríticas (Libra y col., 2011). Estos nuevos biocarbones son de bajo coste, aunque todavía han sido escasamente estudiados para eliminar contaminantes orgánicos de las aguas (Delgado-Moreno y col., 2021). El uso de los hidrochars para descontaminar las aguas podría minimizar el transporte de los contaminantes orgánicos a otros compartimentos ambientales y ayudar a cumplir las estrategias europeas de la Directiva Marco del Agua (Directiva de la CE, 2000/60/CE) para la protección de la calidad de las aguas. En este estudio se investigó el potencial adsorbente de un nuevo hidrochar obtenido a partir de alperujo repasado y deshuesado y dos hidrochars comerciales procedentes de cáscara de naranja y lodos de depuradora, con el fin de conocer que propiedades de esos hidrochars juegan un papel relevante en la eliminación de herbicidas, de diferente polaridad, de soluciones acuosas.

2. Material y Métodos

2.1 Biomasa residual e hidrochars

El alperujo repasado y deshuesado, principal residuo de la producción de aceite de oliva mediante centrifugación por dos fases, fue suministrado por la empresa Romeroliva S.L. (Deifontes, Granada-España).

El hidrochar de alperujo fue obtenido mediante combustión hidrotermal a 240ºC (Delgado-Moreno y col., 2021). Los hidrochars de cascara de naranja y de lodo de depuradora fueron obtenidos a 190-200°C por Ingelia s.l. (Valencia) y suministrados en formato pellet. Los tres hidrochars fueron molidos, tamizados (<500 µm), secados a 100 ºC durante 24 h y conservados en desecador.

2.2 Productos químicos

Los herbicidas quizalofop-p-etil y terbutilazina fueron suministrados por Sigma Aldrich, y el flazasulfurón por Biosynth Carbosynth, todos con pureza >98%. Se preparó una solución patrón de acetonitrilo (ACN) que contenía los tres herbicidas en concentración de 4 g L^{-1}. Todos los solventes empleados fueron de calidad para HPLC.

2.3 Caracterización de los hidrochars

El pH (1:5), carbono total (CT), carbono orgánico total (COT) y nitrógeno Kjeldahl total (NKT) fueron determinados, por triplicado, según métodos descritos por Romero y col. (2017). El área superficial, volumen de poros total y microporos y anchura de poros se determinaron empleando métodos analíticos descritos por Delgado-Moreno y col., 2021.

2.4 Experimento de adsorción

Para las isotermas, se pesaron, en tubo de vidrio y por triplicado, 0.05 g de hidrochar que se fortificó con diferentes volúmenes de la solución patrón, para tener concentraciones de los herbicidas a 20, 30, 40, 50 y 60 mg L^{-1}. Tras evaporar el disolvente, se agitaron con 25 mL de agua MilliQ a 20±1ºC durante 24 h (tiempo donde ya se había alcanzado el equilibrio de adsorción). Posteriormente, la suspensión se centrifugó a 3000 rpm 15 minutos. El hidrochars decantado se separó del sobrenadante y se le añadieron 4 mL de acetonitrilo acidificado con 2% de ácido acético para proceder a la extracción de los herbicidas. Posteriormente, se agitó 1 min en vortex a velocidad 9. Se añadieron 0,5 g de sales QuEChERS EN Pouch (Agilent Tecnologies, CA, USA), volviéndose a agitar en vortex. Finalmente, se centrifugó y se tomó 0.1 mL del sobrenadante y se disolvió en 3,9 mL de ACN:agua milliQ (47:53). Las muestras del sobrenadante y del extracto se filtraron por 0,45µm con filtros de politetrafluoretileno y se analizaron por cromatografía liquida de alta eficacia CLAR (HPLC serie 1100, Agilent Technologies, Santa Clara, CA), con detector de diodo array UV-Vis. Se usó una columna Zorbax RX C18 (2,1 x 150mm, 5 µm) con precolumna Zorbax RX C18 (5 µm, 4,6 x 12.5 mm) a 40ºC. La fase móvil fue agua MilliQ:ACN a pH3 (75:25) con elución en gradiente de ACN: 4,5 min 25%, 10 min 50 %, 23 min 80%, 38 min 25 y 3 min 25%. El flujo fue de 0,2 mL min^{-1}. El quizalofop, terbutilazina y flazasulfurón se determinaron a 29,2, 18,3 y 16,9 minutos a 240, 225 y 195 nm, respectivamente.

2.5 Análisis estadístico

Se aplicó un modelo de adsorción lineal a los puntos experimentales de las isotermas de adsorción. Se realizó un análisis de la varianza de un factor para comparar las propiedades de los hidrochars empleando el programa estadístico IBM SPSS Statistics versión 28.0.1.

3. Resultados y Discusión

Las propiedades físico-químicas determinadas para el nuevo hidrochar obtenido del alperujo repasado y deshuesado y para los hidrochars comerciales de cascara de naranja y lodos de depuradora se exponen en la Tabla 1. Todos los hidrochars tuvieron un carácter ácido correspondiendo al hidrochar de alperujo el valor significativamente más bajo de pH. El contenido de carbono total (CT) y carbono orgánico total (COT) fue significativamente mayor en el hidrochar de alperujo que en los hidrochares comerciales. El área superficial que presentaron todos los hidrochares fue muy baja, aunque relativamente mayor para hidrochar de alperujo. En todos los hidrochares hubo abundancia de mesoporos y escasos microporos, correspondiendo la mayor anchura de esos poros a los del hidrochar de alperujo.

Tabla 1. Propiedades de los hidrochars de biomasa residual

Hidrochar	pH	CT (%)	COT (%)	NKT (%)	[A]Area ($m^2\ g^{-1}$)	V total ($cm^3\ g^{-1}$)	[B]Vmesoporo ($cm^3\ g^{-1}$)	[C]Ancho poro (nm)
Alperujo	5,45a	69,1±0,4c	58,6±0,5c	1,6±0,3a	7,62	0,051	0,051	26,9
Cáscara	6,16b	60,4±1,5b	44,4±1,6b	1,7±0,0a	3,02	0,009	0,009	11,4
Lodo	6,25c	48,5±1,2a	24,3±2,6a	3,0±0,0b	1,96	0,004	0,004	8,0

En las columnas, letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$). [A] Determinado por adsorción de N_2 a 77 °K (ecuación de BET), [B] $V_{MESOP} = V_{TOTAL} - V_{MICROP}$, [c] Determinado por el ancho de poro promedio de adsorción (4V/A)

Las recuperaciones obtenidas para el quizalofop, terbutilazina y flazasulfurón en el hidrochar de lodo de depuradora fueron 94, 94 y 119%, en el hidrochar de alperujo 95, 88 y 101% y en el hidrochar de cáscara de naranja 94, 95 y 97%, respectivamente.

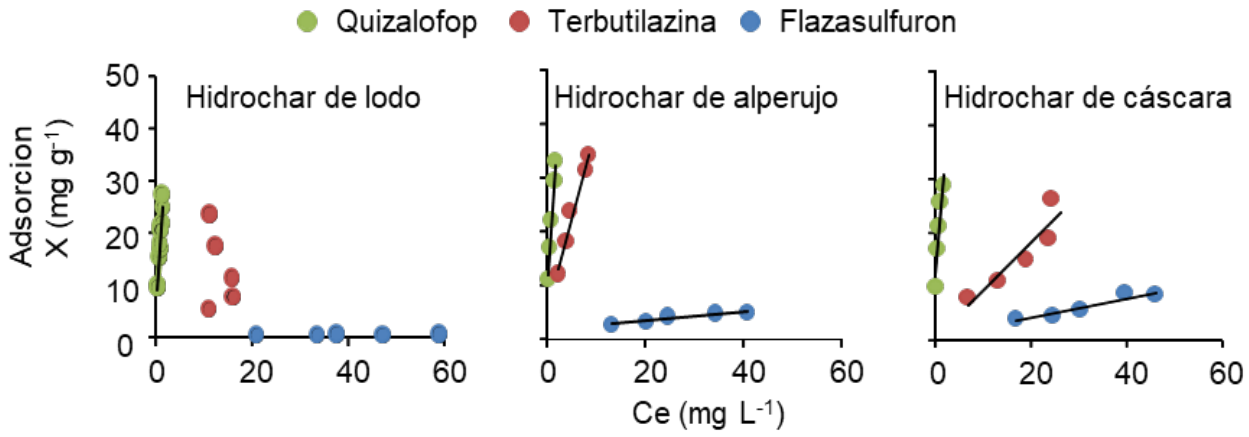


Figura 1. Isotermas de adsorción de los tres herbicidas ensayados por los diferentes hidrochares de biomasa residual.

Las isotermas de adsorción (Figura 1) mostraron que el potencial adsorbente de los tres hidrochares para el quizalofop fue muy alto a bajas concentraciones, aumentando con la concentración. Sin embargo se observaron diferencias en cuanto a la adsorción de la terbutilazina, correspondiendo una mayor adsorción en el hidrochar de alperujo seguido por el hidrochar de cáscara de naranja. La adsorción de este herbicida en el hidrochar de no se ajustó a una isoterma de adsorción lineal. El flazasulfurón fue el herbicida que se adsorbió en menor cantidad, especialmente en el hidrochar de lodo de depuradora.

Los tres hidrochar tuvieron una escasa área superficial por lo que su capacidad adsorbente debe estar relacionada con el contenido en carbono y las propiedades del herbicida (Han y col., 2016). El flazasulfurón que es un ácido débil y de carácter polar (pKa = 4.37, Log Kow = 0.03) que se disocia debido al pH de la suspensión (Tabla 1) y la presencia de carga limita su adsorción (<30%). Sin embargo, el quizalofop no se ioniza y es muy apolar (log Kow = 4.28) por lo que se

adsorbería en los tres hidrochars casi por completo (98%). La terbutilazina con un carácter polar intermedio (log Kow = 3.04) se adsorbió más en el hidrochar de alperujo que en los hidrochars comerciales, porque el hidrochar de alperujo se habría sintetizado a mayor temperatura, lo que explicaría su mayor contenido en carbono y por ello su mayor potencial adsorbente.

4. Conclusiones

El nuevo hidrochar obtenido a partir de alperujo repasado y deshuesado fue más efectivo para eliminar terbutilazina y flazasulfuron de soluciones acuosas que los hidrochares comerciales ensayados. Su potencial adsorbente podría mejorarse mediante su activación fisicoquímica o su funcionalización con distintos grupos funcionales. El carácter apolar del herbicida quizalofop favoreció su absorción casi total por los tres hidrochares de biomasa residual ensayados. En todo caso, los hidrochares de biomasa residual utilizados en este estudio serían adsorbentes medioambientalmente y económicamente sostenibles, que contribuyen a la economía circular y a cumplir con las estrategias europeas de la Directiva Marco Europea del Agua para la protección de la calidad de las aguas.

5. Bibliografía

Delgado-Moreno L., Bazhari S., Gasco G., Méndez,, A., El Azzouz, M., Romero E. 2021. New insights into the efficient removal of emerging contaminants by biochars and hydrochars derived from olive oil wastes. *Sci. Total Environ.* 752, 141838

Gascó G., Paz-Ferreira J., Álvarez M.L., Saa, A., Méndez, A. 2018. Biochars and hydrochars prepared by pyrolysis and hydrothermal carbonisation of pig manure. *Waste Manag*. 79, 395–403

Han L., Ro K.S., Sun K., Sun H., Wang Z., Libra J.A., Xing B. 2016. New evidence for high sorption capacity of hydrochar for hydrophobic organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.*, 50, 13274–13282.

Libra, J.A., Ro, K.S., Kammann, C., Funke, A., Berge, N.D., Neubauer, Y., Titirici, M.M., Fühner, C., Bens, O., Kern, J., Emmerich, K.H. 2011. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels* 2, 71-106.

Romero E., Quirantes M., Nogales R. 2017. Characterization of biomass ashes produced at different temperatures from olive-oil-industry and greenhouse vegetable wastes. *Fuel* 208, 1–9.

6. Agradecimientos

El presente estudio ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación, proyecto PID2020-116210RB-I00 y cofinanciado con fondos FEDER

VALORIZACIÓN BIOTECNOLÓGICA DE RESIDUOS CON PLÁSTICOS: PROYECTO RECOVER

María J López[1], Francisca Suárez-Estrella[1], Macarena Jurado[1], Juan A López-González[1], Pablo Barranco[1], Tomás Cabello[1], José A Sáez[2], Raúl Moral[2], Patrizia Cinelli[3]

[1]Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, CIAIMBITAL, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, 04120, Almería. mllopez@ual.es
[2]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela (Alicante), España
[3]Department of Civil and Industrial Engineering, Largo Lucio Lazzarino 1, 56122, University of Pisa, Pisa 56122, Italy.

Resumen: La contaminación por plásticos ha sido impulsada por el incremento en la producción, empleo de materiales de un solo uso, así como, por la insuficiente capacidad de los sistemas de gestión para su eliminación o reciclaje. En este contexto, el proyecto RECOVER aporta nuevas rutas para el reciclaje biotecnológico de plásticos, así como para su eliminación de suelos y compost. El proyecto se centra en los residuos de plásticos empleados en envasado de alimentos y en agricultura, e implica la acción combinada de microorganismos, nuevas enzimas, lombrices e insectos. En este trabajo se presentan los avances más significativos a escala de laboratorio de biotransformación de plásticos de origen fósil mediante el empleo de consorcios microbianos y combinaciones de microorganismos, insectos y lombrices. Los procesos optimizados serán posteriormente escalados con flujos residuales reales en condiciones de compostaje o insecticultura, para plásticos de residuos sólidos urbanos y plásticos agrícolas recolectables, o para ser aplicados directamente en suelo, en el caso de la biorremediación de la contaminación. Por añadidura se propondrá un nuevo modelo de gestión y se obtendrán biofertilizantes y bioplásticos para la agricultura y el envasado de alimentos, contribuyendo a cerrar el ciclo en ambos sectores productivos.

Palabras clave: Polietileno, Poliestireno, *Galleria mellonella*, *Eisenia fetida*, Consorcios microbianos

1. Introducción

En Europa, sólo se recicla el 30% de los residuos plásticos, entre otras circunstancias debido a su naturaleza compleja en términos de diversidad de polímeros, presencia de multicapas de diferentes materiales, así como de restos de alimentos y otros residuos que ocasionan problemas técnicos y de rentabilidad, impidiendo una mayor expansión del reciclaje. El destino de estos flujos heterogéneos suele ser su disposición en vertedero o su incineración, con la consiguiente pérdida de recursos y agravamiento de la contaminación ambiental (Calleja, 2019).

Se han descrito diversas especies microbianas capaces de degradar plásticos (Mohanan y col., 2020). Sin embargo, para que un plástico sea completamente mineralizado se requiere la intervención de varias enzimas y rutas metabólicas que generalmente no se presentan en una sola cepa, pero que una mezcla de varias cepas o consorcio podría realizar (Skariyachan y col., 2020). Además de microorganismos degradadores de plásticos de vida libre, estudios recientes han descubierto especies bacterianas del tubo digestivo de los insectos que degradan plásticos de forma eficiente (Jang y Kikuchi, 2020). De igual forma se han descrito las capacidades de ciertas lombrices para degradar plásticos mediante la intervención de su equipo enzimático unido a la acción de la microbiota asociada (Sánchez-Hernández y col., 2020). Por tanto, se espera que la combinación de diferentes sistemas biocatalíticos maximice los rendimientos de transformación de plásticos permitiendo el tratamiento de flujos complejos de residuos plásticos.

El objetivo de este trabajo fue construir consorcios microbianos capaces de degradar una amplia gama de polímeros plásticos, así como aumentar la eficiencia de conversión de plásticos de insectos y lombrices mediante la incorporación de microorganismos.

2. Material y Métodos

2.1. Construcción de consorcios microbianos

Microorganismos aislados del suelo y el compost se analizaron para determinar la expresión de enzimas relacionadas con la degradación de plásticos (lipasas, cutinasas y ligninasas). Cepas seleccionadas se combinaron según su perfil enzimático. Se determinó la capacidad de los consorcios resultantes para crecer en un medio mínimo (Janshekar y col., 1982) adicionado de 1% (p/v) de los siguientes plásticos molidos (virgen-V o reciclado-R) como única fuente de carbono: polietileno de baja densidad (LDPE), polietileno lineal de baja densidad (LLDPE), tereftalato de polietileno (PET) o poliestireno (PS). Los cultivos se llevaron a cabo en microplacas de 48 pocillos con 1 ml de medio inoculado con un 1% (v/v) de una suspensión celular (10^8 células/ml) de cada miembro del consorcio. El crecimiento de los componentes de los consorcios se cuantificó tras 14 días de incubación a 30 °C y 110 rpm mediante recuentos en placa. Adicionalmente, se determinó la pérdida de peso de los plásticos y su estructura química mediante análisis FTIR tras tratamiento durante 30 días con consorcios seleccionados.

2.2. Obtención de microorganismos asociados a Galleria mellonella y Eisenia fetida y combinación de consorcios micro-macroorganismos.

Se obtuvieron aislados microbianos del tubo digestivo de especímenes del insecto *G. mellonella* y de la lombriz *E. fetida* alimentados con LLDPE y con dieta óptima. El tubo digestivo se extrajo y se sembró en placas con medios sólidos. Se obtuvieron cultivos puros de las colonias que aparecían como dominantes sólo en los especímenes alimentados con LLDPE. La biomasa de las cepas seleccionadas se utilizó para alimentar al insecto y a la lombriz. *G. mellonella* se crió posteriormente en un sustrato que contenía una mezcla de plásticos molidos (MIX=LLDPE+ LDPE+PS+PET) o exclusivamente LLDPE. *E. fetida* se puso en contacto con las cepas de su tubo digestivo (ENDO) y con un consorcio microbiano exógeno (EXO) que se incorporaron sobre el sustrato óptimo para la lombriz adicionado del MIX de plásticos molidos. La duración de los ensayos fue de 14 días, tras los cuales se determinó la supervivencia (% especímenes vivos respecto a la cantidad inicial).

3. Resultados y Discusión

Se analizaron las enzimas relacionadas con la degradación de plásticos de cuarenta y tres cepas bacterianas y fúngicas. De acuerdo con ello, se seleccionaron seis cepas pertenecientes a los géneros *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Alternaria* y *Fusarium* que se combinaron en parejas o tríos para formar ocho consorcios que cubren el espectro enzimático para degradar diferentes polímeros plásticos. Cinco de dichos consorcios contenían tanto bacterias como hongos. Todos los consorcios excepto uno (C3) crecieron en dos o más plásticos como única fuente de carbono, destacando el consorcio C8 que creció a partir de todos los plásticos (Figura 1).

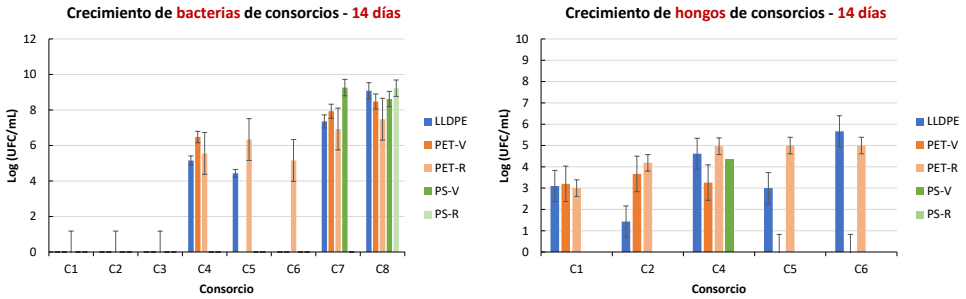


Figura 1. Crecimiento de los componentes bacterianos y fúngicos de los consorcios en medio mínimo adicionado con plásticos como única fuente de carbono.

Los consorcios C2 y C4 ocasionaron una pérdida de peso de PET, LDPE y LLDPE del 2 al 14 %. El análisis FTIR reveló cambios en la composición química de PET reciclado y del LLDPE virgen tratados con el consorcio C2, mientras que no se observaron modificaciones significativas en el resto de plásticos, probablemente debido a una mineralización completa superficial que no afectó a la estructura de los polímeros (Figura 2).

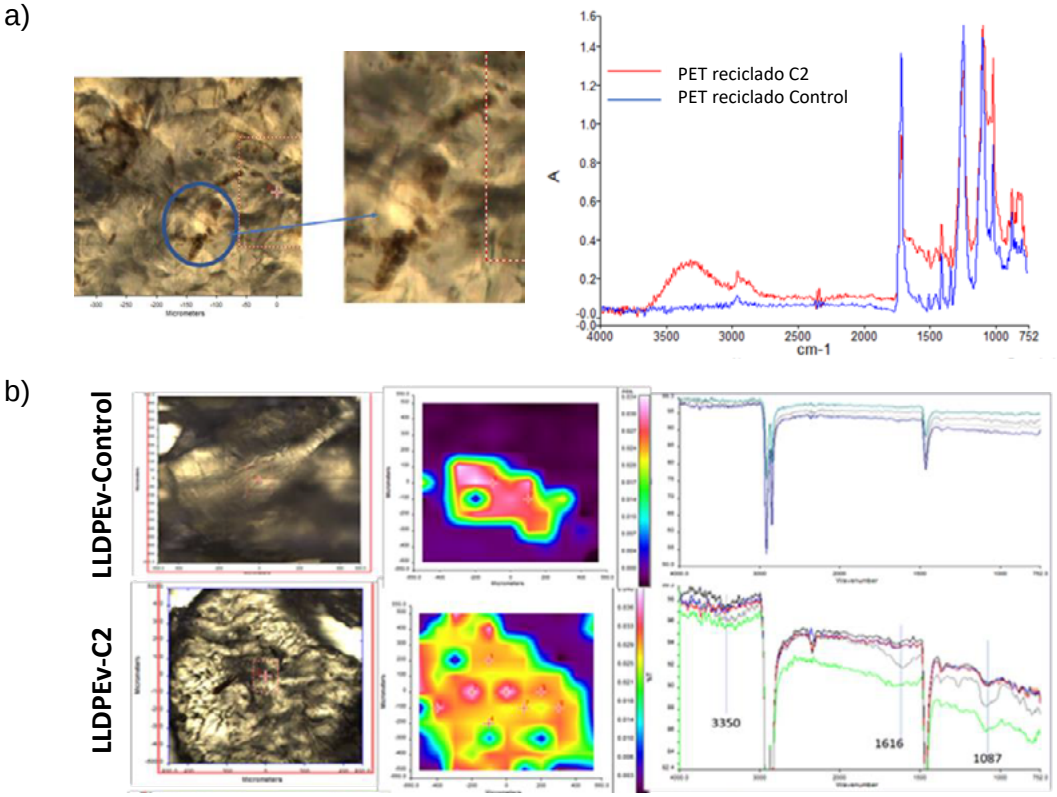


Figura 2. Análisis de imágenes FTIR de a) PET reciclado y b) LLDPE virgen después del tratamiento con consorcio C2 en comparación con controles (sin tratar). a) Cambios en el área superficial del PET reciclado; evidencia de una banda a 3500-3100 cm^{-1} (-OH); diferencias en enlace éster a 1712 cm^{-1} y a 1240 cm^{-1} disminución significativa de estas bandas; modificación del espectro en el rango 1700–1500 cm^{-1} (grupos carboxilo o carboxilato); b) Pequeños cambios en la composición química del área superficial de LLDPE virgen después del tratamiento con C2; evidencia de grupos funcionales de oxígeno incorporados en 3500-3100 cm^{-1} (-OH) y 1800-1500 cm^{-1} (C = O); amplia banda de adsorción centrada en 1087 cm^{-1} relacionada con el C-O.

Se seleccionaron una bacteria y una levadura entre la microbiota de *G. mellonella* y tres bacterias en la correspondiente a *E. fetida*. Además, para este último se seleccionó el consorcio C2 previamente descrito como facilitador exógeno (EXO). La presencia de microorganismos ayudó a la degradación de plásticos por *G. mellonella* y *E. fetida*, aunque en el primero, la supervivencia se redujo significativamente cuando la dieta estándar se sustituyó por plástico (Figura 3). En el caso de *E. fetida*, cuando se incorporaron tanto microorganismos ENDO como EXO la supervivencia en presencia de un sustrato con MIX de plásticos se incrementó respecto a la obtenida en ausencia de los microorganismos. En consecuencia, se obtuvo un efecto sinérgico de la capacidad de alimentación a expensas del plástico debido a la presencia de microorganismos, lo que sugiere un papel importante para facilitar la bioconversión del mismo. Esta circunstancia puede explotarse para la futura obtención de productos generados tanto por el insecto como la lombriz.

a) b)

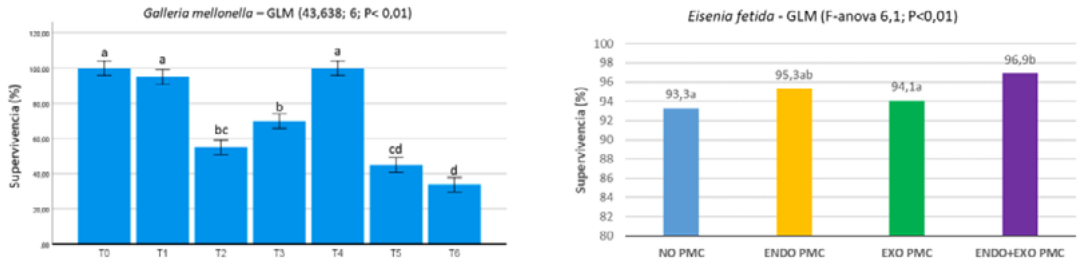


Figura 3. a) Supervivencia de *G. mellonella* en dieta estándar sin microorganismos (T0), con microorganismo 1 (T1) y microorganismo 2 (T4); en LLDPE con microorganismo 1 (T2) y microorganismo 2 (T5) y en MIX de plásticos con microorganismo 1 (T3) y microorganismo 2 (T6). b) Supervivencia de *E. fetida* en MIX de plásticos sin microorganismos incorporados (no PMC), con endo-microorganismos (ENDO-PMC), exo-microorganismos (EXO-PMC) y ambos (ENDO+EXO-PMC)

4. Conclusiones

Los consorcios microbianos seleccionados en este trabajo constituyen herramientas muy prometedoras para el tratamiento de mezclas heterogéneas de residuos plásticos. La combinación de microorganismos y *G. mellonella* o *E. fetida* mejora la bioconversión del plástico, pudiendo ser utilizado para el reciclaje biológico de plástico.

Este trabajo constituye la base para el tratamiento de residuos plásticos en condiciones de compostaje o insecticultura, o para la biorremediación de suelos contaminados con plásticos

5. Bibliografía

Calleja D., 2019. Why the “New Plastics Economy” must be a circular economy. *Field Actions Sci. Rep.* 19, 22-27.

Jang S., Kikuchi, Y., 2020. Impact of the insect gut microbiota on ecology, evolution, and industry. *Curr. Opin. Insect. Sci.* 41, 33-39.

Janshekar H., Haltmeier T., Brown C., 1982. Fungal degradation of pine and straw alkali lignins. *Europ. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 14(3), 174-181.

Mohanan N., Montazer Z., Sharma P.K., Levin, D.B., 2020. Microbial and enzymatic degradation of synthetic plastics. *Front. Microbiol.* 11, 580709.

Sanchez-Hernandez J.C., Capowiez Y., Ro K.S., 2020. Potential use of earthworms to enhance decaying of biodegradable plastics. *ACS Sustain. Chem. Engin*. 8(11), 4292-4316.

Skariyachan S., Taskeen N., Kishore A.P., Krishna, B.V., 2021. Recent advances in plastic degradation-From microbial consortia-based methods to data sciences and computational biology driven approaches. *J. Hazard. Mater.,* 128086.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Empresa Común de Industrias de Base Biológica en el marco del programa de innovación e investigación de la Unión Europea H2020 RECOVER bajo el acuerdo de financiación nº 887648. La Empresa Común recibe apoyo del programa de investigación e innovación Horizonte 2020 de la Unión Europea y del Consorcio de industrias de base biológica.

BIORREFINERÍA ANAEROBIA PARA LA PRODUCCIÓN DE ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES: PRETRATAMIENTOS CON OZONO

Encarnación Díaz-Domínguez; María Eugenia Ibáñez-López; José L. García-Morales*

Dpto. de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria (IVAGRO)
Universidad de Cádiz. Campus de Puerto Real.
11510. Puerto Real (Cádiz), España
**joseluis.garcia@uca.es*

Resumen:

La biorrefinería es aquella instalación que transforma la biomasa en combustibles, energía y productos químicos. Por tanto, cuando se hace referencia a la biorrefinería anaerobia (BA), sería aquella en la que la digestión anaerobia (DA) es la responsable de la generación de distintos subproductos de valor añadido. La fermentación oscura permite la obtención de dos subproductos de gran interés: biohidrógeno, y ácidos grasos volátiles (AGV), que pueden usarse como base para la producción de otros productos. Para favorecer el proceso de digestión anaerobia, se utilizan distintos pretratamientos, siendo uno de ellos la ozonización, además de la co-digestión de distintos residuos/subproductos que mejoran los resultados obtenidos al compensar las posibles carencias individuales. En este estudio se presenta el efecto que tiene un pre-tratamiento con ozono sobre el proceso de fermentación oscura en rango termofílico (55ºC) en la digestión y co-digestión de biosólidos con vinazas de destilería (50:50; v/v). La evaluación del efecto se realizó mediante la medida del Potencial de Producción de Biohidrógeno (BHP). El pre-tratamiento con ozono a la dosis objetivo (0,018 gO_3/gSTo) en la digestión y co-digestión de biosólidos provoca un aumento en la producción de biohidrógeno y AGV, tanto en la operación en discontinuo (BHP) como en semicontinuo. El tratamiento con ozono tiene una influencia en el perfil de AGV generados, incrementando, en general, los de cadena más larga (C≥4).

Palabras clave: Biohidrógeno, fermentación oscura, termofílico, biosólidos, vinazas.

1. Introducción

En la actualidad, la digestión anaerobia (DA) constituye un bio-proceso capaz de producir energía eléctrica, calor, y/o el metano purificado del biogás que puede ser utilizado como combustible para el transporte o inyectado en las redes de gas natural. Una de las posibilidades que permiten explorar la producción de distintos subproductos adicionales a la simple producción de energía es adoptando una aproximación de biorrefinería. Según el National Renewable Energy Laboratory (NREL), una biorrefinería es una instalación que integra los procesos y equipamientos para la conversión de la biomasa en combustibles, energía y productos químicos.

Como alternativa de mejora de la DA tradicional existen distintas configuraciones, como la Temperature Phase Anaerobic Digestión (TPAD). Este proceso implica una separación de fases (acidogénica y metanogenica) combinada con la temperatura. Una primera etapa acidogénica en termofílico (55 ºC) seguida de una segunda metanogénica mesofílica (35 ºC). Por otro lado, la co-digestión con otros residuos puede variar las características del digerido mejorando su posible aprovechamiento (Rubio *et al.*, 2017). Además, el uso del ozono como pretratamiento al proceso TPAD posibilita higienizar la mezcla de residuos a co-digerir y mejorar la productividad global de biogas (H_2 y CH_4). Se han reportado incrementos de productividad a partir de lodos, solo en términos de CH_4, de hasta 2,2 veces aplicando este tipo de pretratamiento (Martín *et al*., 2002). Éste tratamiento también permite reducir la fracción hidrosoluble de compuestos fenólicos, presentes en gran cantidad de residuos de la industria agroalimentaria como son las vinazas de vino, que pueden ser inhibitorios para la DA (Weemaes *et al*., 2000).

En base al planteamiento tecnológico y todas las opciones de operación descritas previamente, en el presente estudio se plantea evaluar la influencia de un pretratamiento basado en ozono sobre la etapa de digestión y co-digestión anaerobia acidogénica termofílica en un proceso TPAD aplicado al tratamiento integral de biosólidos y residuos agroalimentarios (vinazas de destilería), con objeto de obtener, como productos finales, efluentes ricos en ácidos grasos volátiles (AGV).

2. Material y Métodos

2.1 Inóculo y sustratos utilizados

Los biosólidos, son los lodos de un sistema de lodos activos procedentes del espesamiento previo a su mezcla con los lodos primarios de la EDAR Guadalete (Jerez de la Frontera), almacenados a 4 ºC hasta su utilización. Las vinazas proceden de la Bodega Gonzalez-Byass, S.A. (Jerez de la Frontera). La caracterización se ha realizado mediante análisis de la Demanda Química de Oxígeno, total y soluble (DQO_t // DQO_s), ST (sólidos totales), SV (sólidos volátiles), COT (carbono orgánico total), NT (nitrógeno total) AGV (Ácidos Grasos Volátiles) y pH (ver Tabla 1) (APHA, 1989).

Como fuente de inóculo se utiliza un reactor termofílico que opera a THR (Tiempo Hidráulico de Residencia) de 20 días y que ha sido alimentado con biosólidos o en co-digestión con vinazas (50:50, v/v).

Tabla 1: Caracterización de los sustratos utilizados.

Parámetro	Unidad	Biosólidos	Vinazas
pH		6,10 ± 0,43	3,20 ± 0.31
ST	g/kg	45,15 ± 0,56	14,71 ± 0,08
SV	g/kg	37,31 ± 0,47	12,96 ± 0,01
DQO_t	gO_2/L	87,80 ± 2,05	40,27 ± 1,50
DQO_s	gO_2/L	40,27 ± 3,61	39,86 ± 0,32
COT	mg/L	34,28 ± 11,47	305 ± 102,05

2.1 Ozonización

El tratamiento mediante ozonización de las muestras ha sido llevado a cabo en la Planta Piloto de Tecnologías de Ozonización situada en el IVAGRO (Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria) de la UCA. El proceso se ha aplicado a los biosólidos ha sido realizado en una columna abierta de burbujeo. La generación de ozono se hace a partir de la pre-concentración del oxígeno atmósférico empleando un generador (GZ20 PROY 1536, ZonoSistem). El caudal de aire ozonizado fue de 0,6 L/min, con una concentración de ozono de 35 mg O_3/L. Durante el proceso se tomaron muestras antes y después de la dosis de ozono objetivo (0,018 $gO_3/gSTo$) (Rubio *et al.,* 2017). En otros ensayos se mantuvieron en el sistema hasta la consecución de las dosis a evaluar (LB: lodos a dosis baja *(*0,010 gO_3/gSTo*)*, LO: lodos a dosis objetivo *(*0,018 gO_3/gSTo*)*, LA: lodos a dosis alta *(*0,0*25* gO_3/gSTo); LOVO, LOV y LO todos a 0,018 gO_3/gSTo).

2.2 Test de evaluación del potencial biológico de producción de hidrógeno (BHP)

Los BHP se realizan en pequeños reactores de un volumen total de 250 mL en discontinuo con una adición 50/50 (v/v) de inóculo y las condiciones a estudiar (60 mL de cada) a un pH de 5,5 y en rango termofílico, mediante la introducción en un baño termostático. A los ensayos se les mide diariamente presión en cabeza de vial y composición del biogás. El tiempo de desarrollo del mismo depende de la evolución de la producción de biohidrógeno, considerándose finalizada cuando el incremento en la producción de éste es <1% en dos medidas seguidas (Holliger et al., 2016). Al principio y final de los ensayos se les mide el conjunto de parámetros ya descritos, con especial énfasis en los AGV.

2.3 Reactor acidogénico

Una vez optimizado el proceso de ozonización, se estudió la influencia del pre-tratamiento en un reactor de 5L acidogénico operando en semicontinuo. Dispone de un sistema de encamisado conectado con un baño termostatizado a 55ºC, rango termofílico. Se trabajó con 4L en semicontinuo a un THR de 6 días, una dosis al día. En primer lugar, fue alimentado por la mezcla de lodos y vinazas (50:50, v/v) sin ozonizar y posteriormente ozonizado, durante al menos 3 THR en cada caso. Dicho reactor dispone de una bolsa Tedlar donde se recoge el biogás producido, y se realiza la toma de muestra. Se realiza un seguimiento diario del biogás producido y su composición, y del pH, así como varios análisis semanales de parámetros como DQO, ST, SV, COT y AGV.

3. Resultados y Discusión

A continuación, se presentan los principales resultados obtenidos en la evaluación del pretratamiento con ozono, tanto en los ensayos de evaluación del BHP en distintas condiciones (3.1), como en la operación en semicontinuo (3.2).

3.1 Influencia del ozono en la digestión de biosólidos y en co-digestión con vinazas

En la Figura 1. (A), volumen acumulado de hidrógeno producido por gramo de sólido volátil inicial. (B), incremento de la acidez total (%). (L: lodos sin ozonizar, LB: lodos a dosis baja (0,010 gO_3/gSTo), LO: lodos a dosis objetivo (0,018 gO_3/gSTo), LA: lodos a dosis alta (0,025 gO_3/gSTo)

.A se observa como la producción de hidrógeno a partir de lodos ozonizados a dosis objetivo (LO, 0,018 gO_3/gSTo) es mayor en un 52,32% respecto a los lodos sin ozonizar (L), resultado que coincide con los obtenidos por Rubio y colaboradores (2017). Por otro lado, en la Figura 1.B se representa el incremento de la acidez total, siendo mayor para todas las dosis de ozono probado. Del mismo modo que en la producción de hidrógeno, LO presenta mayor acidez total (40,93%) con respecto a L y el resto de las dosis.

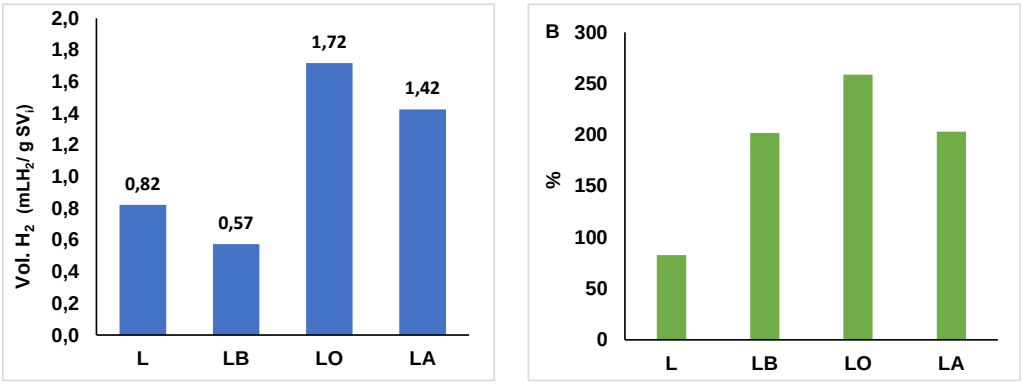


Figura 1. (A), volumen acumulado de hidrógeno producido por gramo de sólido volátil inicial. (B), incremento de la acidez total (%). (L: lodos sin ozonizar, LB: lodos a dosis baja (0,010 gO_3/gSTo), LO: lodos a dosis objetivo (0,018 gO_3/gSTo), LA: lodos a dosis alta (0,025 gO_3/gSTo)

En la **Error! Reference source not found.**.A, se muestra la concentración de los distintos AGV al final del ensayo, y se observa que, en el conjunto de AGV individuales, y principalmente en los de cadena larga hay diferencias significativas cuando se realiza el pre-tratamiento a la dosis objetivo (0,018 gO_3/gSTo). En cuanto al incremento de la acidez total (Figura 2.B) se demuestra que las que fueron ozonizadas (LOVO, LOV y LO) presentan un incremento de acidez mayor respecto a las sin ozonizar (L y LV).

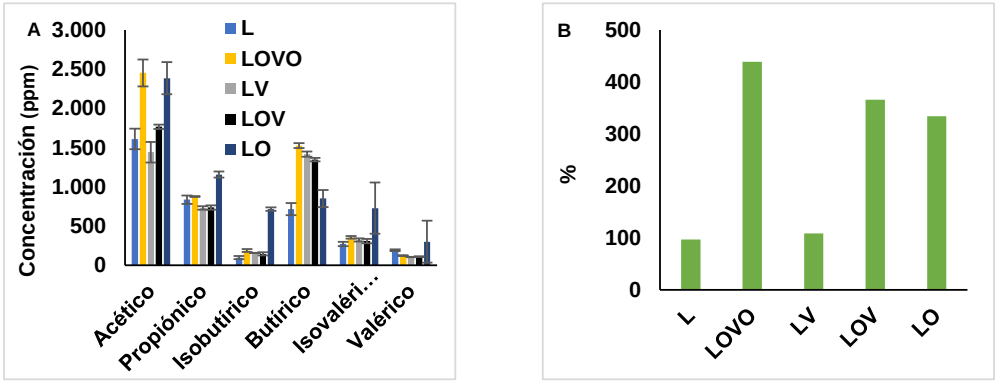


Figura 2. (A), concentración de ácidos grasos volátiles individuales en los ensayos de co-digestión ozonizados a dosis objetivo y sin ozonizar. (B), incremento de la acidez total (%). (L: lodos sin ozonizar, LOVO: mezcla de Lodos y Vinazas ozonizada, LV: mezcla de lodos y vinazas sin ozonizar, LOV: mezcla de Lodos ozonizados junto Vinazas, LO: lodos ozonizados)

3.2 Operación en semicontinuo

En la **Error! Reference source not found.**.A, se representa la producción media de biogás diaria. El reactor tiene un mayor rendimiento medio ($mLH_2/g\ SV_i$) (> 62%) en la producción de biogás, biohidrógeno, cuando es alimentado por lodos ozonizados a la dosis objetivo y vinazas que cuando la alimentación no se ozoniza poniendo en evidencia el efecto beneficioso del ozono en el proceso de co-digestión. En la Figura 3.B no se observan diferencias significativas en referencia a su acidez total, pero si en el caso de los AGV individuales de cadena más larga (C≥5). Este hecho también se observaba en los ensayos del BHP en co-digestión del apartado 3.1.

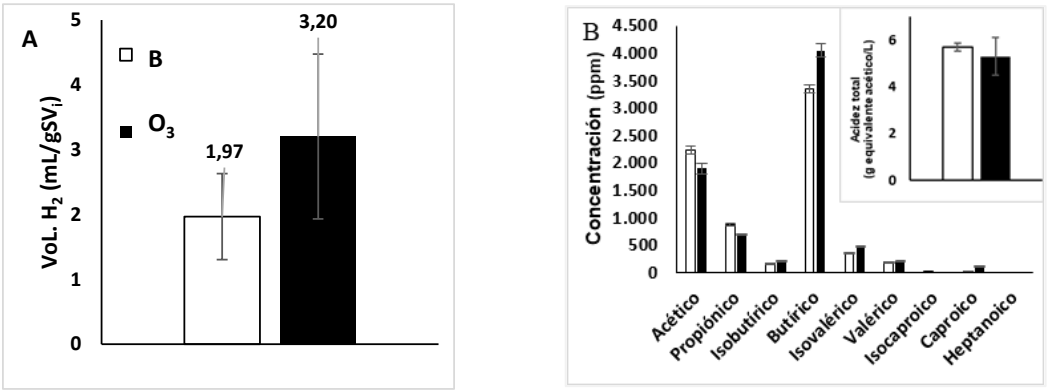


Figura 3. (A), volumen de H_2 diario medio generado (B: n=10 O_3: n=13), (B) Producción de AGV en término de acidez total (figura superior derecha) y evolución de AGV individuales (sin pretratamiento (B) y con-pretratamiento (O_3)).

4. Conclusiones

El pre-tratamiento con ozono en la digestión de biosólidos, a la dosis objetivo (0,018 gO_3/gST_o), provoca un aumento en la producción de biohidrógeno y AGV. Este hecho se ha observado tanto en la operación en discontinuo (BHP), en el caso de los biosólidos y en co-digestión con vinazas, como en la operación en semicontinuo en co-digestión.

El tratamiento con ozono en la co-digestión tiene una influencia en el perfil de AGV generados, incrementando, en general, los de cadena más larga (C≥4). Este hecho puede tener una influencia positiva en el posible uso de éstos en la producción de bioplásticos.

5. Bibliografía

- APHA, AWWWA, WPCF, 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association - Washington,
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffière, P., Carballa, M., De Wilde, V., Ebertseder, F., Fernández, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J. C., De Laclos, H. F., Ghasimi, D. S. M., Hack, G., Hartel, M., … Wierinck, I. (2016). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, *74*(11), 2515–2522. https://doi.org/10.2166/wst.2016.336
- Martín, M. A., Raposo, F., Borja, R., & Martín, A. (2002). Kinetic study of the anaerobic digestion of vinasse pretreated with ozone, ozone plus ultraviolet light, and ozone plus ultraviolet light in the presence of titanium dioxide. *Process Biochemistry*, *37*(7), 699–706. https://doi.org/10.1016/S0032-9592(01)00260-6
- Rubio, J.A., Rodríguez-Barroso, R., Toro, E., Estevez, F., García-Morales, J. L. 2017. "Pretratamientos en Procesos de Codigestión de Biosólidos: Ozonización de Mezclas con Residuos de la Aceituna de Mesa." In Reciclando los Residuos Para Mejorar los Suelos y el Medioambiente. V Jornadas de La Red Española de Compostaje., edited by F. Cabrera Capitán R. López Núñez, 58–62. Sevilla (Spain): Red Española de Compostaje).
- Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F., & Verstraete, W. (2000). Anaerobic digestion of ozonized biosolids. *Water Research*, *34*(8), 2330–2336. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00373-5

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido cofinanciado por el Programa Operativo FEDER (FEDER-UCA18-107460), Verinsur, S.A. y ZonoSistem. Ingeniería del ozono S.L.

Cofinanciación del Gobierno de España y FEDER obtenida para infraestructuras y equipamiento científico-técnico, Convocatoria 2015 (UNCA15-CE-3476). Los autores agradecen el contrato predoctoral de la Junta de Andalucía PREDOC-01870 (E. Díaz-Domínguez).

OPCIONES DE APROVECHAMIENTO DE LA BIOMASA VEGETAL PRODUCIDA DURANTE EL PROCESO DE FITORRECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON ELEMENTOS TRAZA

Rafael Clemente, Mª José Álvarez-Robles, Mª Pilar Bernal

Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), CSIC, Campus Universitario de Espinardo, 30100 Murcia, rclemente@cebas.csic.es

Resumen: La gestión de la biomasa vegetal es uno de los problemas sin resolver a los que se enfrenta la aplicación de las fitotecnologías para la recuperación de suelos contaminados con elementos traza (ET). La presencia de concentraciones elevadas de dichos elementos en la biomasa hace que ésta sea tratada como un material tóxico. Sin embargo, las técnicas de fitoestabilización utilizan especies tolerantes por exclusión, que limitan el transporte de los contaminantes a la parte aérea cosechable, y por tanto la concentración de dichos ET en la biomasa vegetal generada es normalmente baja. En un experimento de fitorrecuperación realizado ex situ con dos suelos contaminados de distinto origen (minero y agrícola), se cultivaron distintas especies de plantas tanto agrícolas como silvestres. Para este estudio se seleccionaron las especies *Brassica juncea* y *Dittrichia viscosa*, por ser las de mayor biomasa generada. En ellas se han estudiado dos modos de aprovechamiento con generación de energía: transformación mediante digestión anaerobia (DA), y combustión con aprovechamiento de las cenizas resultantes. Se ha determinado el potencial de generación de biogás de las dos especies seleccionadas mediante DA y el poder calorífico superior en función de su composición elemental. Los digeridos obtenidos tras la DA y las cenizas generadas tras la combustión del material pueden utilizarse como material fertilizante de suelos en procesos de fitorrecuperación, debido a su contenido en nutrientes y su capacidad neutralizante. Estos métodos de utilización de la biomasa generada aportan una visión circular de los procesos de fitorrecuperación de suelos contaminados.

Palabras clave: digestión anaerobia; biogás; combustión; poder calorífico; economía circular.

1. Introducción

El uso de compost y otros materiales orgánicos (e inorgánicos) como enmienda del suelo en procesos de fitorrecuperación de suelos contaminados con elementos traza (ET) potencialmente tóxicos (metales pesados y metaloides como el As), ha permitido el desarrollo satisfactorio de este tipo de tecnologías de recuperación. La mejora en las condiciones del suelo junto con el aporte de materia orgánica y nutrientes a los suelos a recuperar, normalmente poco fértiles y con características físico-químicas desfavorables para el crecimiento de las plantas, ha demostrado ser una etapa determinante en el éxito de las tecnologías de fitorrecuperación (Clemente y col., 2015). Además, el uso de determinados tipos de enmiendas, cómo el compost o materiales orgánicos estabilizados, en solitario o mediante distintas combinaciones (por ejemplo, con materiales alcalinos o ricos en óxidos metálicos), ha resultado ser efectivo a la hora de promover la inmovilización y/o la reducción de la biodisponibilidad de los ET en el suelo (Pardo y col., 2017; Clemente y col., 2019). Este hecho es de particular interés en las estrategias de fitoestabilización, donde se persigue la generación de una cubierta vegetal en los suelos, que reduzca la movilidad y disponibilidad de los contaminantes y por tanto evite su dispersión.

En este sentido parece existir un amplio consenso que considera la reutilización, el aprovechamiento y/o la puesta en valor de la biomasa de planta generada en los procesos de fitorrecuperación, como la clave definitiva para su viabilidad y posible implementación de forma realista como método recomendado para la recuperación de suelos contaminados. El caso de la fitoestabilización de suelos contaminados con ET resulta de especial interés, ya que la biomasa de planta generada en este tipo de estrategias de recuperación suele presentar bajos contenidos de los contaminantes, al utilizarse generalmente especies de plantas tolerantes a la contaminación por exclusión y que por tanto presentan bajas concentraciones de ET en su parte aérea (o cosechable), además del uso generalizado de enmiendas del suelo que disminuyan la

disponibilidad de los ET para las plantas. El material vegetal así generado podría ser por tanto un recurso adecuado para la obtención de energía mediante la generación de biogás tras su adición a procesos de digestión anaerobia (DA) o mediante su combustión y generación de energía calorífica (Bernal y col., 2019; Hunce y col., 2019). La viabilidad de las distintas especies utilizadas normalmente en fitoestabilización deber ser por tanto evaluada para permitir el desarrollo definitivo y el establecimiento de estas tecnologías de recuperación.

En este trabajo se evaluó la posibilidad de la utilización de dos especies diferentes (*Brassica juncea* y *Dittrichia viscosa*), procedentes de un experimento de fitorrecuperación ex situ de dos suelos con distinto nivel de contaminación por ET, para la generación de biogás y la riqueza de éste en metano, o para su uso en combustión mediante el cálculo de su poder calorífico superior.

2. Material y Métodos (Arial 11, negrita)

2.1 Suelos, compost y plantas usados en el experimento

Se llevó a cabo un experimento de fitorrecuperación ex situ de dos suelos contaminados diferentes: un suelo afectado por actividad minera procedente de la localidad El Llano del Beal (suelo LB), dentro de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión (pH: 5,4; conductividad eléctrica (CE): 4,7 dS m^{-1}; materia orgánica (MO): 0,9 %; As: 96, Cd: 14, Cu: 231, Pb: 2071, Zn: 13971, todos mg kg^{-1}); y un suelo agrícola, procedente de Mazarrón (Murcia) (suelo MZ), que había recibido aguas de riego de mala calidad (pH: 7,3; CE: 6,7 dS m^{-1}; MO: 5,7 %; As: 48, Cd: 6,1, Cu: 89, Pb: 2322, Zn: 1422, todos mg kg^{-1}). Se llenaron contenedores de gran tamaño (600 L) con unos 400 kg de suelo (3 de cada suelo), situados al aire libre en la finca experimental del CEBAS en Santomera (Murcia), en los que se instaló un sistema de riego por goteo. Al suelo LB se le añadió compost de fracción sólida de purín de cerdo (pH: 6,8; CE: 8,4 dS m^{-1}; MO: 83 %), aproximadamente un 5 % en peso, para aumentar el pH del suelo hasta valores aptos para el establecimiento de las plantas (suelo LB+compost: pH 5,8; CE: 7,7 dS m^{-1}; MO: 5,6 %).

En los contenedores se sembraron las especies *Brassica juncea* (mostaza india, en ambos suelos) y *Dittrichia viscosa* (sólo en el suelo LB). Las plantas crecieron durante 4 y 6 meses respectivamente, hasta que fueron cosechadas totalmente (parte aérea y raíz). Se determinó la producción de planta (peso fresco) y una parte representativa de las plantas se secó y molió para el experimento de DA y los posteriores análisis (concentración de micronutrientes y ET por ICP-OES tras digestión ácida en microondas; concentración de C, H, N y S en analizador elemental, y O por diferencia. El contenido en cenizas y sólidos volátiles (SV) se determinó por calcinación del material vegetal.

2.2 Digestión anaerobia de las plantas y cálculo de poder calorífico superior

Para la DA de las plantas se utilizó un sistema de producción de gas ANKOM RF, en botellas de 250 mL con 150 mL de un inóculo anaerobio recogido de un tanque de DA de una EDAR cercana al que se añadió 0,5 g de planta seca y molida (relación SV sustrato:inóculo 1:4,3-1:4,8). Se realizó una incubación en oscuridad, a 36 °C durante 7 días, registrándose la cantidad de gas generado durante la incubación y tomando una muestra del gas al final para el análisis del contenido en metano (por cromatografía de gases) del biogás generado. Para la determinación teórica del poder calorífico superior (HHV por sus siglas en inglés) de la biomasa de las plantas se usó la siguiente ecuación: HHV (MJ kg^{-1}) = -1.3675 + 0.3137 × C% + 0.7009 × H% + 0.0318 × O% (Sheng y Azevedo, 2005).

Los resultados experimentales de la producción de biogás se describieron mediante un modelo cinético de primer orden: $B_m = B_0 \times (1 - e^{-k \times t})$, donde B_m es el biogás en mL (g SV)$^{-1}$ producido a tiempo t (d); B_0 indica el potencial máximo de producción de biogás en mL (g SV)$^{-1}$; y *k* es la constante de velocidad de degradación anaerobia (d^{-1}). Los datos se ajustaron a un modelo no lineal de mínimos cuadrados usando el programa Sigma Plot v. 14.0 (Systat Software Inc.). El potencial bioquímico de metano (BMP) de cada planta se calculó a partir del potencial de producción de biogás (B_0) y el porcentaje de CH_4 del biogás.

3. Resultados y Discusión

Las dos especies seleccionadas fueron capaces de crecer con normalidad en los dos suelos a pesar de las condiciones adversas que estos presentaban, gracias al aumento del pH y contenido en MO y nutrientes del suelo LB tras la adición del compost. La especie *B. juncea* alcanzó un rendimiento de planta mucho mayor en el suelo agrícola (MZ), que presentaba un nivel de contaminación respecto a As, Cd, Cu y especialmente Zn menor que el suelo minero (LB; Tabla 1). Las concentraciones de Cu y Pb en las plantas fueron normales, mientras que las de Cd y Zn estuvieron ligeramente por encima de los límites normales en *D.* viscosa y en las plantas de *B. juncea* del suelo MZ, y muy por encima de esos límites para Zn en el suelo LB.

Tabla 1. Rendimiento de las plantas (g por contenedor) y concentración (mg kg^{-1}) de ET en las plantas (valores medios ± desviación estándar).

Especie	Suelo	Rendimiento	Cd	Cu	Pb	Zn
B. juncea	**LB**	2165 ± 749	6,5 ± 0,8	32 ± 2,2	3,5 ± 0,5	3304 ± 149
	MZ	5114 ± 1892	1,2 ± 0,2	5,3 ± 0,4	4,5 ± 0,6	244 ± 18
D. viscosa	**LB**	2804 ± 398	7,2 ± 1,1	8,0 ± 1,6	2,4 ± 0,6	383 ± 72

La digestión anaerobia de las plantas de *B. juncea* dio lugar a la generación de un volumen considerable de biogás, especialmente para las plantas cultivadas en el suelo LB (Figura 1; Tabla 2), donde se alcanzaron valores ligeramente superiores a los previamente observados (en torno a 200 mL $(g\ SV)^{-1}$) para otras plantas utilizadas en experimentos de fitoestabilización de suelos contaminados con ET (Bernal y col., 2019; Hunce y col., 2019) y en plantas procedentes de entornos contaminados (Bernal y col., 2021). El contenido en metano (ca. 20 %) y por tanto el BMP de estas plantas fue sin embargo más bajo que el observado previamente para otras especies de plantas procedentes de suelos contaminados (Hunce y col., 2019; Bernal y col., 2021). Las plantas de *D. viscosa* dieron lugar a una producción de biogás relativamente baja tras una semana de incubación, con una velocidad de degradación menor que la observada para las plantas de *B. juncea* (Figura 1; Tabla 2). En contenido en metano del biogás obtenido con *D. viscosa* fue sin embargo mucho más alto (ca. 60 %) que con *B. juncea*, dando lugar a un BMP igualmente mayor y próximo al encontrado para plantas de esta especie de entornos conminados (Bernal y col., 2021).

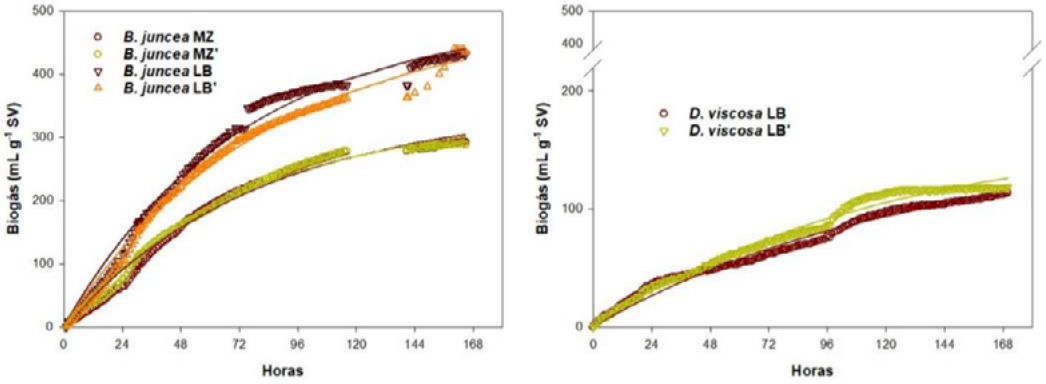


Figura 1. Producción de biogás de las plantas de *Brassica juncea* (izquierda) y *Dittrichia viscosa* (derecha) tras 7 días de incubación anaerobia. Los símbolos representan datos experimentales y las líneas la degradación predicha por el modelo cinético de primer orden.

En cuanto al potencial calorífico de las plantas, se encontró un valor del HHV muy similar en las dos especies y solo ligeramente más bajo en las plantas de *B. juncea* del suelo minero (Tabla 3), que parece que se vio influenciado por el alto contenido en cenizas de las plantas de esta especie procedente de ese suelo. En cualquier caso, estos valores estuvieron dentro del intervalo

de valores observado para diferentes especies cultivadas en suelos contaminados con ET (13-18 MJ kg^{-1}; Domínguez y col., 2017; Bernal y col., 2019, 2021; Hunce y col., 2019).

Tabla 2. Producción y potencial máximo de producción de biogás (mL (g SV)$^{-1}$), constante de degradación anaerobia (d^{-1}) y potencial bioquímico de metano de las plantas.

Especie	Suelo	B_m	B_0	*k*	BMP (mL CH_4 (g VS)$^{-1}$)
B. juncea	**LB**	433 ± 0,8	488 ± 1,1	0,013 ± 0,001	19,7 ± 2,0
	MZ	291 ± 2,6	342 ± 6,2	0,013 ± 0,001	19,3 ± 5,9
D. viscosa	**LB**	116 ± 2,3	159 ± 5,8	0,008 ± 0,000	91,9 ± 0,5

Tabla 3. Contenido en cenizas, concentración de C, N, K y P y poder calorífico superior (HHV)de las plantas (valores medios ± desviación estándar).

Especie	Suelo	Cenizas (%)	% C	% N	% K	% P	HHV (MJ kg^{-1})
B. juncea	**LB**	20 ± 1,3	37 ± 0,5	2,7 ± 0,6	3,1 ± 0,1	0,6 ± 0,08	15 ± 0,6
	MZ	8,8 ± 0,6	43 ± 0,6	1,1 ± 0,4	1,7 ± 0,1	2,4 ± 0,04	18 ± 0,1
D. viscosa	**LB**	9,4 ± 0,9	41 ±0,1	2,6 ± 0,3	2,0 ± 0,4	0,1 ±0,02	18 ± 0,1

4. Conclusiones

El uso de compost en el suelo minero contaminado permitió el adecuado desarrollo de las plantas de *B. juncea* y *D. viscosa*. Los niveles de biogás generados con estas plantas fueron similares a otras especies procedentes de suelos contaminados, aunque el contenido en metano y el BMP fueron algo bajos para *B. juncea*, y la elevada contaminación del suelo minero dio lugar a un alto contenido en cenizas para esta especie, lo que repercutió de forma negativa en su HHV, algo que no se observó para *D. viscosa*. El posible aprovechamiento del digerido generado tras la DA y de las cenizas obtenidas tras el proceso de combustión son el motivo actual de estudio en este trabajo con el fin de cumplir con las políticas de la economía circular y los correspondientes objetivos de desarrollo sostenible de la ONU.

5. Bibliografía

Bernal M.P., Gómez X., Chang R., Arco-Lázaro E., Clemente R., 2019. Strategies for the use of plant biomass obtained in the phytostabilisation of trace-element-contaminated soils. *Biomass Bioen.* 126, 220-230.

Bernal M.P., Grippi D., Clemente R., 2021. Potential of the biomass of plants grown in trace element-contaminated soils under Mediterranean climatic conditions for bioenergy production. *Agronomy* 11, 1750.

Clemente R., Arco-Lázaro E., Pardo T., Martín I., Sánchez-Guerrero A., Sevilla F., Bernal M.P., 2019. Combination of soil organic and inorganic amendments helps plants overcome trace element induced oxidative stress and allows phytostabilisation. *Chemosphere* 223, 223-231.

Clemente R., Pardo T., Madejón P., Madejón E., Bernal M.P., 2015. Food byproducts as amendments in trace elements contaminated soils. *Food Res. Int.* 73, 176-189.

Domínguez M.T., Montiel-Rozas M.M., Madejón P., Diaz M.J., Madejón E., 2017. The potential of native species as bioenergy crops on trace-element contaminated Mediterranean lands. *Sci. Total Environ.* 590-591, 29-39.

Hunce S.Y., Clemente R., Bernal M.P., 2019. Energy production potential of phytoremediation plant biomass: *Helianthus annuus* and *Silybum marianum*. *Ind. Crops Prod.* 135, 206-216.

Pardo T., Bernal M.P., Clemente R., 2017. Phytostabilisation of severely contaminated mine tailings using halophytes and field addition of organic and inorganic amendments. *Chemosphere* 178, 556-564.

Sheng C., Azevedo J.L.T., 2005. Estimating the higher heating value of biomass fuels from basic analysis data. *Biomass Bioen.* 28, 499-507.

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Ciencia, Investigación y Universidades (MCIU), la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (fondos FEDER) a través del proyecto RTI2018-100819-BI00.

EFECTO DE LA BIOESTIMULACIÓN SOBRE LA BIOMASA Y ESTRUCTURA MICROBIANA DEL SUSTRATO DE COBERTURA EN EL CULTIVO DE *Agaricus bisporus* INFECTADO ARTIFICIALMENTE CON *Lecanicillium fungicola*

M. José Carpio[1], Jesús M. Marín Benito[1], Rebeca Lavega[2], Jaime Carrasco[2,3], M. Jesús Sánchez Martín[1], M. Sonia Rodríguez Cruz[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca, IRNASA-CSIC, Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España.
[2] Centro Tecnológico de Investigación del Champiñón de La Rioja (CTICH), Autol, España.
[3] Department of Plant Sciences, University of Oxford, Sparks Rd, Oxford, OX1 3RB, Reino Unido.

Resumen: El perfil de ácidos grasos de fosfolípidos (PLFAs) de la cobertura se estudió desde el momento de aplicación hasta la primera florada del hongo (*Agaricus bisporus*). La cobertura se enriqueció con microbiota bioestimulante fungitóxica (*Bacillus velezensis* CM5, CM19 y CM35, respectivamente) frente a micoparásitos del cultivo. El cultivo se infectó artificialmente con el hongo patógeno *Lecanicillium fungicola* 150/1. Los bloques control incluyeron agua con infección y sin infección y tratamiento infectado con fungicida procloraz-Mn. La biomasa microbiana total de la cobertura aumentó significativamente en todos los tratamientos durante las distintas etapas del cultivo, especialmente al final de la primera florada. Además, se observó un cambio en la estructura microbiana asociada con el crecimiento del micelio cultivado. La abundancia relativa de PLFAs bacterianos disminuyó significativamente al avanzar el ciclo de cultivo, mientras que los PLFAs fúngicos aumentaron significativamente, en todos los tratamientos. La abundancia de bacterias gram - fue más alta que la de gram + en todas las etapas de cultivo, lo que sugiere que las bacterias gram - podrían tener un papel significativo en la estimulación de la iniciación del basidioma del hongo. En cuanto a la población de actinobacterias, ésta fue significativamente menor, para todos los tratamientos estudiados, en comparación con los otros dos grupos bacterianos durante todas las etapas del cultivo. Se concluyó que la etapa de cultivo, condicionada por la presencia de micelio del hongo cultivado, afecta significativamente a la composición de las comunidades microbianas de la cobertura.

Palabras clave: ácidos grasos de fosfolípidos, sustrato de cobertura, bioestimulantes

1. Introducción

El cultivo comercial del hongo *Agaricus bisporus* (champiñon) se lleva a cabo sobre un compost selectivo, el cual debe cubrirse con una cobertura para que el cultivo sea rentable (Kertesz y Thai, 2018). Esta cobertura posee características fisicoquímicas y microbiológicas que proporcionan un entorno ideal para que el hongo pase de una etapa vegetativa (hifas) a una reproductiva (basidiomas) durante su fructificación, siendo un factor importante de variación en el rendimiento, calidad y uniformidad de la cosecha comercial (Pardo y col., 2010). Además, la microbiota de la cobertura puede afectar al desarrollo de enfermedades en el cultivo de hongos, como la enfermedad causada por el hongo patógeno *Lecanicillium fungicola* (Berendsen y col., 2012).

A pesar de la importancia potencial de la cobertura para el desarrollo micelial, fructificación fúngica y control de enfermedades, el trabajo se han centrado principalmente en la caracterización de los microorganismos presentes en el compost a lo largo de las distintas etapas de crecimiento del hongo (McGee y col., 2017). Sin embargo, existe poca información sobre la composición de la comunidad microbiana del sustrato de cobertura y de cómo afecta a la formación de basidiomas (Cai y col., 2009). El análisis de ácidos grasos de fosfolípidos (PLFAs) proporciona información sobre la biomasa y estructura de las comunidades microbianas (Zelles, 1999).

El objetivo del trabajo fue evaluar la biomasa y estructura microbiana de un sustrato de cobertura comercial utilizado para el cultivo de *Agaricus bisporus* en las distintas etapas con el fin de entender la dinámica del microbioma. Este trabajo contribuye a conseguir objetivos relevantes de desarrollo sostenible dentro del proyecto BIOSCHAMP (nº 101000651) que pretende diseñar un sustrato de cobertura con bajo aporte de turba (material fósil no sostenible) y enriquecido con microbiota, disminuyendo la necesidad de pesticidas químicos y contribuyendo a mejorar la productividad y rentabilidad del sector europeo de los hongos cultivados.

2. Material y Métodos

2.1 Muestreo y análisis del perfil de los ácidos grasos de fosfolípidos

El experimento de cultivo de hongos (*A. bisporus*) se llevó a cabo en octubre del 2021, siguiendo el sistema de cultivo habitual (Tª de 22–25ºC para el micelio y de 15–17ºC para fructificar, y humedad del 85-95% (Carrasco y col., 2021)) en cámara experimental mediante un diseño de bloques al azar con 1250 g de compost fase 3 (Sylvan H15 – Suplementado con Mylo Pro y Champfood) y 800 g de cobertura comercial 80/20 turba negra/turba rubia aplicada a su máxima capacidad de retención de agua.

Se aplicaron 6 tratamientos diferentes con 5 réplicas por tratamiento (Tabla 1). El sustrato de cobertura se enriqueció en el laboratorio con microbiota bioestimulante fungitóxica frente a micoparásitos: *Bacillus velezensis* CM5, CM19 y CM35. Las cepas se aislaron en una investigación previa del sustrato de cobertura (proyecto H2020 Mycobiome, nº742966) y el protocolo utilizado para enriquecer esta cobertura fue descrito por Carrasco y Preston (2021). Además, se inoculó artificialmente con el hongo patógeno *L. fungicola* cepa 150/1 (agente causante de la enfermedad de la mole seca). Los bloques control incluyeron agua con y sin infección y tratamiento infectado con fungicida procloraz-Mn.

Tabla 1. Tratamientos aplicados en los distintos bloques.

	Tratamiento	Dosis aplicada	Infectado (*Lecanicillium fungicola* 150/1)
1	Control +	20 mL agua de grifo	10^6 conidios m^{-2} (10 días después de aplicación de cobertura)
2	Control -	20 mL agua de grifo	-
3	*Bacillus velezensis* CM5	10^9 ufc* m^{-2}	10^6 conidios m^{-2} (10 días después de aplicación de cobertura)
4	*Bacillus velezensis* CM19	10^9 ufc m^{-2}	10^6 conidios m^{-2} (10 días después de aplicación de cobertura)
5	*Bacillus velezensis* CM35	10^9 ufc m^{-2}	10^6 conidios m^{-2} (10 días después de aplicación de cobertura)
6	Procloraz-Mn	1 g m^{-2}	10^6 conidios m^{-2} (10 días después de aplicación de cobertura)

ufc*: unidades formadoras de colonias.

Se tomaron muestras de la cobertura en las distintas etapas del cultivo del hongo: colonización de la cobertura (04/10/2021, 10 días tras cobertura), fructificación del hongo (15/10/2021, 21 días tras cobertura) y primera florada de cosecha (22/10/2021, 29 días tras cobertura). Se analizaron muestras tomadas al azar de los 6 tratamientos de sustrato de cobertura por cada etapa de cultivo. La determinación de la biomasa y la estructura de la comunidad microbiana del sustrato de cobertura se realizó mediante el análisis de PLFAs siguiendo el método descrito por Zelles (1999). La determinación cuantitativa se realizó mediante cromatografía de gases acoplado a un detector de ionización de llama (GC−FID), y para su identificación se utilizaron estándares de ácidos grasos bacterianos y fúngicos, y el software Microbial Identification System (Microbial ID, USA). La biomasa microbiana total se estimó mediante la suma total de PLFAs y se expresó como nmol g^{-1}, y la abundancia relativa microbiana se expresó como % molar.

2.2 Análisis estadístico

Se realizaron análisis de varianza univariantes (ANOVA) entre las distintas etapas de cultivo y grupos de microorganismos con el programa IBM SPSS Statistics v26. Se calculó la desviación estándar para indicar la variabilidad entre las réplicas. Las medias se compararon mediante la prueba post hoc de Tukey ($p \leq 0.05$).

3. Resultados y Discusión

La biomasa microbiana en el sustrato de cobertura aumentó significativamente ($p \leq 0.05$) desde la etapa de la aplicación de la cubierta hasta la primera floración del hongo (Fig. 1a). El sustrato de cobertura en la etapa de floración del hongo en los tratamientos 1, 3 y 4 (control +, CM5 y CM19) contenía aproximadamente 2.5 veces más microorganismos que el sustrato de cobertura al inicio del ensayo, y los tratamientos 5 y 6 (CM35 y Procloraz-Mn) contenían casi 5.1 y 3 veces

más, respectivamente. Con respecto al tratamiento 2 (control -) en la etapa de floración, los demás tratamientos contenían casi 1.5 veces más microorganismos. El sustrato de cobertura tratado con la cepa CM35 mostró la mayor abundancia microbiana en las etapas de fructificación y floración. El incremento en la biomasa, tanto bacteriana como fúngica, estuvo de acuerdo con el crecimiento micelial del hongo cultivado y con resultados previos (Cai y col., 2009; Carrasco y col., 2020).

En cuanto a la abundancia relativa de los microorganismos del sustrato de cobertura, se observó que los PLFAs de las bacterias disminuyeron significativamente, desde la etapa de aplicación de la cobertura hasta la primera floración del hongo en todos los tratamientos, mientras que los PLFAs de los hongos aumentaron significativamente con el tiempo, especialmente en el tratamiento 5 (relación hongos/bacterias = 26), superando en gran medida a los PLFAs bacterianos en el sustrato de la cubierta y alcanzando un máximo después de la primera floración (Fig. 1b), tal y como indicó Carrasco y col. (2020). Este incremento significativo en la proporción de PLFAs fúngicos durante el crecimiento del hongo es lógico ya que el ácido graso predominante en el micelio del hongo es el 18:2ω6cis (PLFA indicador de hongos). La mayor abundancia de PLFAs bacterianos en la etapa de floración se observó en el control -, mientras que la mayor abundancia de PLFAs fúngicos se observó en el tratamiento 5 (cepa CM35), indicando que esta cepa estimula en gran medida el crecimiento micelial del hongo e induce su floración. Por otro lado, la mayor abundancia de PLFAs fúngicos al tratar con CM35 parece indicar que su actividad fungitóxica es menor que la observada para las cepas CM5 y CM19. Los sustratos de cobertura tratados con los bioestimulantes (tratamientos 3, 4 y 5) mostraron diferencias significativas entre ellos en cada etapa del cultivo y en los cuatro grupos microbianos (gram -, gram +, actinobacterias, hongos).

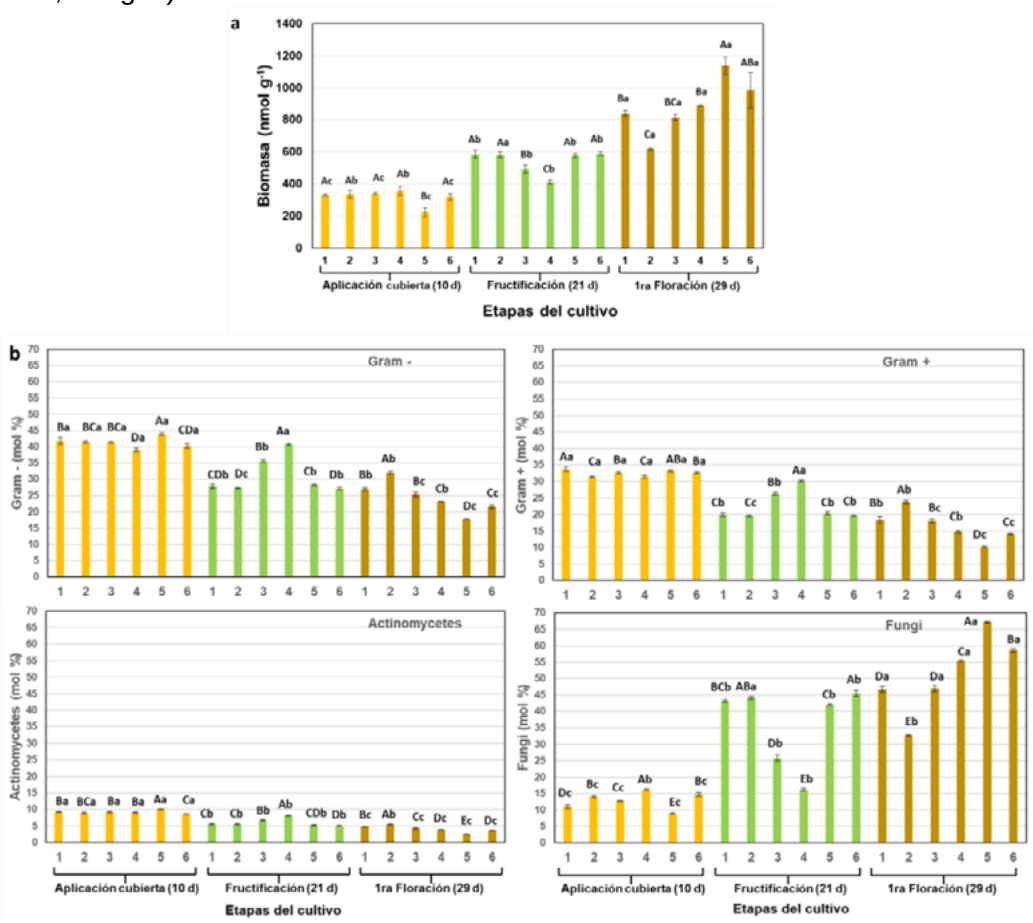


Figura 1. a) Biomasa y b) Estructura microbiana del sustrato de cobertura para los seis tratamientos (1-Control +, 2-Control -, 3-cepa CM5, 4-cepa CM19, 5-cepa CM35, 6-Procloraz-Mn) en las distintas etapas del cultivo de *A. bisporus*. Las barras de error representan la desviación estándar de tres repeticiones. Las letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas entre los tratamientos en una misma etapa de cultivo y para cada tratamiento en las distintas etapas de cultivo, respectivamente ($p \leq 0.05$).

El grupo bacteriano más abundante en el sustrato de cobertura en todas las etapas de cultivo (especialmente durante la aplicación de la cobertura infectada) y para los seis tratamientos fueron las gram -, seguidas de las gram +, y finalmente, las actinobacterias. Estos resultados fueron

similares a los encontrados por Cai y col. (2009), donde los PLFAs bacterianos gram - totales fueron más altos que los PLFA bacterianos gram + durante todas las etapas de cultivo. Varios autores han indicado que el sustrato de cobertura tiene una cantidad elevada de bacterias, de las cuales muchas pertenecen al género *Pseudomonas*, que son bacterias gram - (Samson, 1986; Carrasco y col., 2019), y se ha observado que tienen una estrecha relación con la producción de hongos. El mayor predominio de los PLFAs correspondientes a bacterias gram - en el sustrato de cobertura durante el inicio de desarrollo de los primordios sugiere que estas bacterias podrían tener un papel significativo en la estimulación de la iniciación del basidioma (Cai y col., 2009).

Los resultados mostraron que hubo un cambio en la estructura microbiana asociada con el crecimiento del micelio de hongos. Además *A. bisporus* posee su propia microbiota endofítica que puede contribuir a los cambios en el microbioma a medida que prolifera (Carrasco y col., 2019).

4. Conclusiones

La etapa de cultivo del hongo *A. bisporus* podría afectar significativamente a la composición de las comunidades microbianas de la cobertura, donde la población bacteriana, en particular gram -, parece jugar un papel fundamental durante el inicio de desarrollo de los primordios del hongo y la población fúngica en las etapas de fructificación y primera floración. En un experimento paralelo se está realizando también el análisis bacteriano cualitativo (región V3-V4 del gen 16S rRNA) mediante metataxonomía. Comprender la composición y dinámica de la microbiota en el sustrato de cobertura durante el cultivo comercial del hongo *A. bisporus* contribuiría considerablemente al diseño de nuevos materiales de cobertura para proporcionar alternativas a la turba.

5. Bibliografía

Berendsen, R.L., Kalkhove, S.I., Lugones, L.G., Wösten, H.A., Bakker, P.A. 2012. Germination of *Lecanicillium fungicola* in the mycosphere of *Agaricus bisporus*. *Environ Microbiol Rep.* 4, 227–233.

Cai, W.M., Yao, H.Y., Feng, W.L., Jin, Q.L, Liu, Y.Y. y col. 2009. Microbial Community Structure of Casing Soil During Mushroom Growth. *Pedosphere*. 19, 446–452.

Carrasco, J., Zied, D.C., Navarro, M.J., Gea, F.J., Pardo-Giménez, A. 2021. Commercial cultivation techniques of mushrooms. En *Advances in Macrofungi*. CRC Press. pp. 11-40.

Carrasco, J., y Preston, G.M. 2021. 'Mushroom biofungicide. Publication Number WO/2021/255181. Publication date: 23/12/2021. International Application No - PCT/EP2021/066441 International Filing Date: 17/06/2021 – Applicant: Oxford University Innovation Limited on behalf of the Department of Plant Sciences of the University of Oxford'.

Carrasco, J., García Delgado, C., Lavega, R., Tello, M.L., De Toro, M., Barba-Vicente V., Rodríguez-Cruz, M.S., Sánchez-Martín, M.J., Pérez, M. y Preston, G. 2020. Holistic assessment of the microbiome dynamics in the substrates used for commercial champignon (*Agaricus bisporus*) cultivation. *Microbial Biotech.* 13(6), 1933–1947.

Carrasco, J., Tello, M.L., De Toro, M., Tkacz, A., Poole, P., Pérez-Clavijo, M., Preston, G. 2019. Casing microbiome dynamics during button mushroom cultivation: implications for dry and wet bubble diseases. *Microbiology*. 165, 611–624.

Kertesz, M.A., Thai, M. 2018. Compost bacteria and fungi that influence growth and development of *Agaricus bisporus* and other commercial mushrooms. *Appl Microbiol Biotechnol.* 102, 1639–16.

McGee, C.F., Byrne, H., Irvine, A., Wilson, J. 2017. Diversity and dynamics of the DNA and cDNA-derived bacterial compost communities throughout the *Agaricus bisporus* mushroom cropping process. *Ann. Microbiol.* 67:751–761.

Pardo, A., Emilio Pardo, J., de Juan, J.A., Zied, D.C. 2010. Modelling the effect of the physical and chemical characteristics of the materials used as casing layers on the production parameters of *Agaricus bisporus*. *Arch Microbiol.* 192,1023–1030

Samson, R. 1986. Variability of fluorescent *Pseudomonas* populations in composts and casing soils used form mushroom cultures. En: Wuest, P.J., Royse, D.J. (eds.) Proceedings of the International Symposium on Scientific and Technical Aspects of Cultivating Edible Fungi. Elsevier, Amsterdam. pp. 19–25.

Zelles, L., 1999. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterization of microbial communities in soil: a review. *Biol. Fertil. Soils* 29, 111–129.

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el proyecto BIOSCHAMP (nº 101000651) del programa Horizonte 2020 de la UE. M.J. Carpio agradece a la UE por su contrato con cargo al proyecto BIOSCHAMP. Se agradece al por la JCyL-UE-FEDER.

EL COMPOST COMO FUENTE DE AGENTES BIOFERTILIZANTES SOLUBILIZADORES DE FÓSFORO Y POTASIO Y SU APLICACIÓN COMO PROMOTORES DEL CRECIMIENTO VEGETAL

Ana J. Toribio, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Mª Rosa Martínez-Gallardo, Mª José Estrella-González, Clara de Moya, María J. López

Área de Microbiología. Dpto. Biología y Geología. Universidad de Almería, ceia3, CIAIMBITAL. La Cañada de San Urbano s/n, 04120, Almería, atoribio@ual.es

Resumen: El incremento en el rendimiento de las producciones agrícolas para abastecer a una población mundial en constante crecimiento ha estado condicionado, sobre todo en las últimas décadas, al uso abusivo de agroquímicos. Ante esta realidad, el suelo se ha visto gravemente afectado por el agotamiento de los nutrientes, así como por la pérdida significativa de la diversidad microbiana, cuya función rizosférica resulta esencial. Ante esta situación, la producción sostenible de cultivos mediante el uso de PGPMs (microorganismos promotores del crecimiento vegetal), está ganando protagonismo, ya que representa una alternativa eficaz y ambientalmente respetuosa, frente a las prácticas más agresivas de fertilización química. El objetivo principal de este trabajo se centró en la búsqueda de nuevos agentes biofertilizantes solubilizadores de fósforo y potasio, y su aplicación como agentes promotores del crecimiento en plántulas de tomate. Los nuevos agentes biofertilizantes fueron aislados a partir de muestras de compost y vermicompost, en los medios de cultivo de Aleksandrow y Pikovskaya, destinados ambos respectivamente a la búsqueda de microorganismos solubilizadores de potasio y fósforo. Aquellas cepas que mostraron mayor capacidad solubilizadora *in vitro* fueron identificadas con métodos moleculares, y posteriormente ensayadas como agentes PGPM en plántulas de tomate. En general, todas las cepas demostraron tener cierta capacidad para mejorar los parámetros básicos de crecimiento en plántulas de tomate (longitud de tallo y raíz, peso fresco, número de hojas y diámetro del tallo), siendo las cepas PH1 (*Penicillium chrysogenum*) solubilizadora de fósforo, y KH1 (*Cordyceps confragosa*) solubilizadora de potasio, las que mostraron un efecto beneficioso más notable.

Palabras clave: Biofertilizantes, solubilizadores de potasio, solubilizadores de fósforo, promoción del crecimiento vegetal, PGPMs.

1. Introducción

Entre los beneficios derivados de la aplicación del compost a corto, medio y largo plazo, destacan principalmente la mejora de la estructura del suelo, la movilización de nutrientes, la supresión de plagas y enfermedades, el aumento del contenido de humedad y la mejora de las propiedades biológicas del suelo, obteniéndose así, una mayor calidad nutricional de los cultivos (Martínez-Blanco y col., 2013). Además, el compost supone una fuente incomparable de microorganismos capaces de producir infinidad de moléculas de interés agronómico, tales como fitohormonas, sideróforos, ácidos orgánicos, antimicrobianos, compuestos volátiles, etc. (Moreno y Mormeneo, 2008). Muchos de estos microorganismos son idóneos para ser inoculados en el material compostado mediante técnicas de bioaumentación, mejorando así la calidad del producto final desde el punto de vista biofertilizante y bioestimulante. Además, podrían actuar como agentes de control biológico frente a plagas y enfermedades, o como reguladores de la microbiota del suelo (Alori y Babaola, 2018).

En función de lo expuesto, el objetivo principal de este trabajo consistió en la búsqueda de nuevos agentes biofertilizantes solubilizadores de fósforo y potasio en muestras de compost, así como el estudio de su efecto sobre parámetros de crecimiento en plantas de tomate.

2. Material y Métodos

2.1 Muestras de compost

Para la realización de este trabajo se emplearon dos muestras de compost de distinta procedencia:

- Muestra 3P-AGRIMAX: compost maduro preparado a base de restos de plantas de tomate, tomate de destrío y paja de maíz (en adelante muestra 3P).
- Muestra T4-REGROW: vermicompost elaborado a base de restos vegetales y restos de alperujo (en adelante muestra T4).

2.2 Diseño experimental

El diseño experimental constó de los siguientes bloques experimentales:

2.2.1 Caracterización microbiológica de las muestras y búsqueda de agentes solubilizadores de potasio y fósforo

A partir de las muestras descritas previamente, se realizó un recuento de bacterias mesófilas (BM) y hongos mesófilos (HM) totales en los medios generales APHA (PanReacTM, Código: 413799) y Rosa de Bengala (PanReac®, Código: 414855), respectivamente. Por otra parte, se aislaron las colonias que presentaban halos de solubilización en los medios de cultivo específicos para detectar solubilización de potasio y fósforo, Aleksandrow (Himedia®, Código: M1996-500G) y Pikovskaya (Nautiyal, 1999), respectivamente. A fin de validar su efectividad, se prepararon cultivos puros de las mismas en los medios específicos, y mediante una evaluación semi-cuantitativa, se midieron los diámetros de halo de aclaramiento producidos.

2.2.2 Efecto de la aplicación de las cepas solubilizadoras de potasio y fósforo sobre el crecimiento de plántulas de tomate (Bioensayo)

Se seleccionaron como inóculos aquellas cepas que generaban un halo de aclaramiento mayor en los medios de solubilización de fósforo y potasio. Los inóculos de hongos fueron preparados en medio PDB (Scharlau®, Código: 02-483-500) y en CN (PanReac®, Código: 413793) las bacterias. Se ajustó la densidad de inóculo en torno a 10^5 esporas fúngicas/mL y las bacterias a 10^6 UFC/mL y se aplicaron a razón de 20 mL por plántula de tomate (*Solanum lycopersicum*) en fase de crecimiento temprano (21 días desde la germinación). Una vez transcurridos 15 días se evaluaron 20 plántulas de tomate por bloque experimental en función de parámetros básicos de crecimiento: longitud de tallo y raíz (cm), longitud total de la planta (cm), número de hojas, diámetro del tallo (mm) y peso fresco (g). Paralelamente se evaluó un grupo de plantas control, no tratado con ningún microorganismo.

2.2.3 Identificación molecular

La identificación molecular de las cepas seleccionadas se llevó a cabo mediante extracción del ADN de las bacterias seleccionadas aplicando un protocolo de choque térmico a 95 ºC durante 5 min, y mediante el kit Plant DNAzol (Invitrogen™, Código: 10978021), en el caso de los hongos. Los cebadores utilizados para la amplificación del material genético fueron 27F/907R, para el caso de las bacterias, correspondiente al extremo 5′ del gen del ARNr 16S (Broderick y col., 2004), y los ITS1/ITS4 de la región 5.8S del ARNr (López-González y col., 2015). Los fragmentos de amplificación de enviaron a secuenciar a los Servicios Técnicos de la Universidad de Almería y las secuencias se cotejaron en la base de datos online del National Center for Biotechnology Information (NCBI) (www.ncbi.nlm.nih.gov/) utilizando el algoritmo BLAST (https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi).

3. Resultados y Discusión

En las dos muestras evaluadas, el grupo microbiano mayoritario fue el de las bacterias mesófilas (BM) (Figura 1A). Respecto al recuento global de hongos, este grupo fue mucho menos numeroso en la muestra de compost T4. Por otra parte, en relación con los medios específicos

para solubilizadores, el grupo minoritario fue el de solubilizadores de potasio en ambas muestras de compost (Figura 1A).

Una vez realizado el recuento en placa de los grupos específicos de solubilizadores de potasio y fósforo, fue posible seleccionar y aislar los morfotipos coloniales mayoritarios, y evaluar su potencial en cultivo puro. Así, se seleccionaron finalmente 23 cepas, que fueron evaluadas semi-cuantitativamente mediante la medida de los halos de solubilización *in vitro*, tal y como se muestra en la Figura 1B.

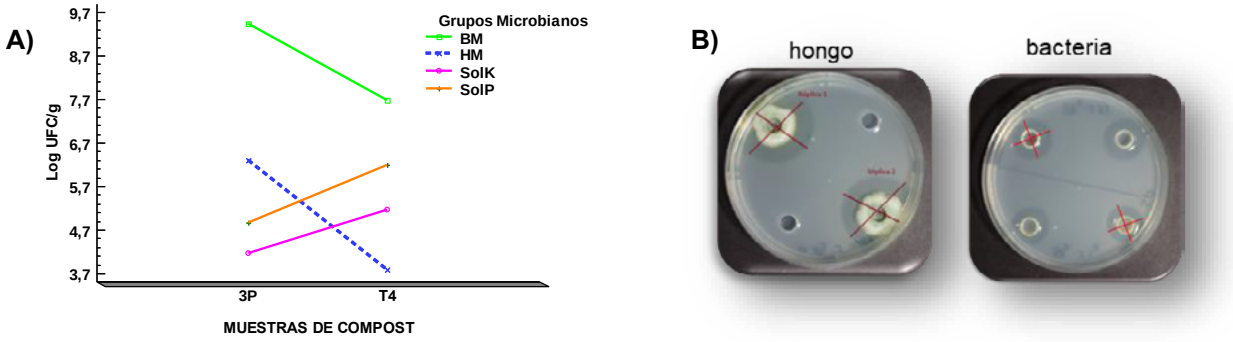


Figura 1. A) Gráfico de interacción: Recuentos de grupos microbianos expresados en Log UFC/g con respecto a la interacción "Muestra de compost x Grupos Microbianos" (BM: bacterias mesófilas, HM: hongos mesófilos, SolK: solubilizadores de potasio y SolP: solubilizadores de fósforo). **B)** Fotografía de hongo solubilizador de fósforo y de bacteria solubilizadora de potasio.

Los resultados pusieron de manifiesto que, de las 23 cepas seleccionadas y testadas en cultivo puro, los mayores halos de solubilización de fósforo correspondieron a las cepas PB22 (bacteria), PH1 (hongo), PH2 (hongo), mientras que en el caso del potasio lo fueron las cepas KH1 (hongo) y KB1 (bacteria) (datos nos mostrados). Estas fueron, por tanto, las candidatas para abordar los bioensayos en plántulas de tomate.

Finalmente, transcurridas dos semanas desde el inicio del bioensayo, se pudo observar un mejor desarrollo de todos los parámetros de crecimiento aéreo y radicular en las plántulas inoculadas con las cepas solubilizadoras de potasio y fósforo (Figuras 2a y 2b), especialmente en el caso de los tratamientos con los hongos PH1 y KH1.

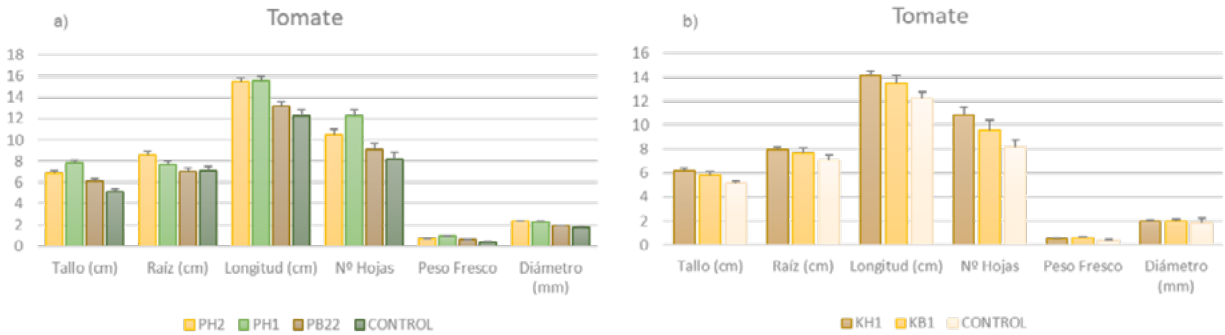


Figura 2. Gráficos de barras en el que se muestran las medidas de los parámetros de crecimiento vegetal, en función de los tratamientos realizados con las cepas solubilizadoras de P (a) y de K (b) en las plántulas de tomate.

En lo que se refiere a la identificación molecular de las 5 cepas seleccionadas para los bioensayos en plántulas, se indican en la Tabla 1 los detalles de la mismas:

Tabla 1. Muestra las cepas solubilizadoras aisladas, origen, porcentaje de identidad, así como el número de acceso en BLAST.

Código	Origen	Identidad	% ID	Nº de acceso
KB1	T4	*Pantoea agglomerans*	99,73%	MT585395.1
KH1	3P	*Cordyceps confragosa*	99 %	MH231310.1
PB22	T4	*Pseudomonas vancouverensis*	100 %	MG576052.1
PH1	T4	*Penicillium chrysogenum*	100 %	MK357069.1
PH2	3P	*Penicillium chrysogenum*	100 %	MK357069.1

Numerosos trabajos han corroborado que algunas cepas de *Penicillium chrysogenum* tienen capacidad para promover el crecimiento vegetal (Khalil y col., 2021), tal y como sucede en este trabajo con las cepas PH1 y PH2. Por otra parte, algunos autores han demostrado que la presencia de *Cordyceps confragosa* puede afectar positivamente a los niveles de fósforo y potasio en suelo (Namasivayam y Chitrakala, 2011). De igual modo, los resultados realizados por (Yaghoubi-Khanghahi y col., 2019) en maceta mostraron que los inóculos de *Pantoea agglomerans* y *Pseudomonas orientalis* aumentaron la cantidad de producción de grano de arroz y la absorción de K en comparación con el tratamiento control (sin fertilizante de K).

4. Conclusiones

El compost supone una excelente fuente para el aislamiento de microorganismos promotores del crecimiento vegetal capaces de solubilizar fósforo y potasio, una vez aplicados en el entorno rizosférico. Los resultados derivados de los tratamientos con las cepas *Penicillium chrysogenum* (PH1) y *Cordyceps confragosa* (KH1) ponen de manifiesto el papel destacado de ambos hongos en la promoción del crecimiento vegetal, por sus efectos positivos a nivel aéreo y radicular en plántulas de tomate. Ambas cepas podrían ser consideradas como importantes herramientas agrobiotecnológicas, de cara a su aplicación en un entorno agrícola sostenible, y más respetuoso con el medioambiente.

5. Bibliografía

Alori E.T., Babalola O.O. 2018. Microbial inoculants for improving crop quality and human health in Africa. *Front. Microbiol*. 9, 2213.

Broderick N.A., Raffa K.F., Goodman R.M., Handelsman J. 2004. Census of the bacterial community of the gypsy moth larval midgut by using culturing and culture-independent methods. *Appl. Environ. Microbiol.* 70, 293-300.

Khalil A.M.A., Hassan S.E.D., Alsharif S.M., Eid A.M., Ewais E.E.D., Azab E., Gobouri A.A., Elkelish A., Fouda A. 2021. Isolation and characterization of fungal endophytes isolated from medicinal *plant Ephedra pachyclada* as plant growth-promoting. *Biomolecules*. 11, 140.

López-González J., Vargas-García M., López M., Suárez-Estrella F., Jurado M., Moreno J. 2015. Biodiversity and succession of mycobiota associated to agricultural lignocellulosic waste-based composting. *Bioresour. Technol.* 187, 305-313.

Martínez-Blanco J., Lazcano C., Christensen T.H., Muñoz P., Rieradevall J., Møller J., Antón, A., Boldrin A. 2013. Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment —a review. *Agron. Sustain. Dev.* 33(4), 721-732.

Moreno J., Mormeneo S. 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. In: Moreno J., Moral, R. (Eds.), Compostaje. Mundiprensa, Madrid. pp. 113–140.

Nautiyal C.S. 1999. An efficient microbiological growth medium for screening phosphate solubilizing microorganisms. *FEMS Microbiol. Lett.* 170(1), 265-270.

Namasivayam S.K.R., Chitrakala K. 2011. Ecotoxicological effect of *Lecanicillium lecanii* (Ascomycota: Hypocreales) based silver nanoparticles on growth parameters of economically important plants. *J. Biopestic.* 4(1), 97.

Yaghoubi-Khanghahi M., Pirdashti H., Rahimian H., Nematzadeh G.A., Ghajar-Sepanlou M. 2019.The role of potassium solubilizing bacteria (KSB) inoculations on grain yield, dry matter remobilization and translocation in rice (*Oryza sativa* L.). *J. Plant Nutr.* 42, 1165–1179.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado mediante el proyecto LIFE+REGROW (LIFE16ENV/ES/000331) y el proyecto AGRIMAX (H2020-BBI-PPP-2015-2-1).

EMPLEO DE EXTRACTOS ACUOSOS PROCEDENTES DE COMPOST DE RESIDUOS AGROALIMENTARIOS COMO HERRAMIENTA AGROBIOTECNOLÓGICA: *BIOPRIMING*

Macarena M. Jurado, Marina Angulo, María R. Martínez-Gallardo, Ana J. Toribio, Francisca Suárez-Estrella, Juan A. López-González, María J. Estrella-González, María J. López

Área de Microbiología, Departamento de Biología y Geología, CITE II-B, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, CIAIMBITAL, Universidad de Almería, 04120, Almería, España. mjr956@ual.es

Resumen: La gestión eficiente de los residuos de origen antropogénico supone un reto importante especialmente para las sociedades actuales que asumen adaptarse a sistemas económicos circulares y sostenibles. En este sentido, el compostaje puede considerarse una pieza clave para conseguir dicha competencia y el compost como un producto con una versatilidad aún hoy desconocida. En este contexto, se planteó la elaboración de extractos acuosos a partir de compost. Este tipo de subproducto puede ser empleado con éxito en fertirrigación. El objetivo de esta investigación fue implementar la potencialidad de estos derivados del compost como bioprotectores en semillas. Para ello, partiendo de dos tipos de compost de residuos de la industria agroalimentaria (RAA1 y RAA3), se elaboraron, en cada caso, cuatro tipos de extractos de compost diferentes en función del tiempo y la temperatura de incubación aplicados durante los procesos de extracción acuosa. Los ocho tipos de extractos acuosos resultantes fueron utilizados como tratamientos preventivos en semillas de pepino, empleando para ello la técnica de *biopriming*. Ésta consiste en la cobertura de las semillas con una matriz biológica, en este caso los extractos acuosos de compost, y polisacarídica (alginato al 0,5%). Los ensayos *in vitro* pusieron de manifiesto que ninguno de los extractos presentó carácter fitotóxico. Sin embargo, se observaron mejores resultados con aquellos derivados del compost RAA1 que, además, mostraron un mayor poder antagonista tras su enfrentamiento en placa con el hongo fitopatógeno *Rhizoctonia solani*. Los tratamientos más prometedores fueron ensayados posteriormente *in vivo*. El empleo de extractos para *biopriming* de semillas amplía notablemente el rango de aplicaciones del compost.

Palabras clave: Compostaje, Control Biológico, Biofungicida, Fitoestimulante.

1. Introducción

La gestión de residuos orgánicos empleando compostaje permite obtener productos que abarcan un amplio abanico de posibilidades de valorización, desde servir como fuente de nutrientes para el desarrollo vegetal hasta su actuación como supresor de enfermedades vegetales. Algunos de los derivados son, por ejemplo, las extracciones acuosas y los tés de compost, es decir, muestras líquidas obtenidas a partir de compost mediante distintos procedimientos tales como presión, destilación evaporación o tratamientos con solventes. Debido al cambio climático y otras condiciones desfavorables para el rendimiento agrícola, entre las que destacan el uso masivo de fertilizantes químicos y pesticidas, surge la necesidad de buscar alternativas con el fin de solventar los problemas relacionados. De este modo, destacan las tecnologías aplicables directamente en semilla. El *biopriming* consiste en soluciones acuosas de microorganismos, combinadas, entre otros materiales, con sustancias polisacarídicas, para embeber las semillas con objeto de mejorar el nivel de defensa basal de la planta y el control de enfermedades. El objetivo del presente trabajo fue conocer la viabilidad de emplear la tecnología de *biopriming* con extractos procedentes de compost de residuos agroalimentarios y comprobar el potencial efecto fitoestimulante y biofungicida sobre semillas de pepino sometidas a la enfermedad de *damping-off*.

2. Material y Métodos

Para la realización de este trabajo, se elaboraron 4 tipos de extractos acuosos procedentes de dos tipos de compost elaborados a escala industrial con Residuos Agroalimentarios, cuya composición se indica a continuación: RAA1, lodos de cítricos y palmera (1:3); y, RAA3, lodos de cítricos, palmera y purines de cerdo (3:1:1,5).

2.1 Preparación de los extractos acuosos procedentes de compost

Se emplearon los siguientes protocolos de extracción (CEO) (Oka y Yermiyahu, 2002; Bernal-Vicente y col., 2008; Koné y col., 2010) para los dos tipos de compost de origen agroalimentario estudiados (RAA1 y RAA3): CEP-1: el compost se mezcló con agua en una relación 1:5 en peso seco/volumen. Después se incubó a temperatura ambiente durante 48 horas en agitación a 120 rpm; CEP-2: el compost se mezcló con agua en una relación 1:5 en peso seco/volumen. Después se incubó a 40 °C durante 24 horas en agitación a 120 rpm; CEP-3: el compost se mezcló con agua en una relación 1:5 en peso seco/volumen. Después se incubó a 70 °C durante 12 horas en agitación a 120 rpm; CEP-4: el compost se mezcló con agua en una relación 1:5 en peso seco/volumen. Después se incubó a 18 °C durante 14 días sin ningún tipo de agitación. Tras haber pasado el tiempo de incubación de cada protocolo de extracción, las muestras se centrifugaron a 4000 rpm durante 20 minutos, para retirar las partículas sólidas de mayor tamaño. Tras esto, se sometieron a filtración.

2.2 Ensayos in-vitro

2.2.1. Efecto antagonista

Los extractos fueron testados frente a *Rhizoctonia solani* empleando para ello placas con medio PDA (Patata Dextrosa Agar, PanReac 413758.1210), colocándose el hongo fitopatógeno en el centro, con cuatro pocillos equidistantes donde se incorporaron 50 µL del extracto correspondiente. Las placas se incubaron durante 72 h a 30 °C y se midió el diámetro de crecimiento del hongo fitopatógeno (cm) en la placa sometida al enfrentamiento (T) y en la placa control (C_T). Con ello, se determinó el porcentaje de inhibición (I%) mediante la siguiente fórmula (Landa y col., 1997): $I\% = \frac{C_T - T}{C_T} * 100$

2.2.2. Efecto fitoestimulante

Para estudiar el potencial fitoestimulante de los extractos de compost mediante la técnica de *biopriming*, se empleó una matriz de Alginato Sódico (Sigma-Aldrich) al 0,5% (Caro, 2019) y se añadió cada muestra de extracto en una dilución 10^{-1}. En cada solución obtenida, se embebieron 100 semillas de pepino (*Cucumis sativus*), variedad Ashley (Batlle), durante 30 min y, posteriormente, se colocaron sobre un papel de filtro estéril depositado en placas de Petri (90x90 mm), a razón de 25 semillas por placa y 4 placas por tipo de muestra y para el control consistente en semillas sumergidas en agua estéril. Tras 3 días en oscuridad a 25 °C, se calculó el Índice de Germinación (IG) teniendo en cuenta el número de semillas germinadas en cada tratamiento (G_T) y en el control (G_c), así como la longitud de la radícula en las semillas sometidas a tratamiento (L_T) y el control (L_C) (Zucconi, 1981): $IG\% = \frac{G_T * L_T}{G_C * L_C}$

2.3 Ensayo in-vivo: carácter fitoestimulante y biofungicida

Se trataron semillas de pepino siguiendo el protocolo de *biopriming* explicado en el apartado 2.2.2. Las semillas fueron dispuestas en bandejas de alveolos, a razón de 35 por protocolo de extracción, las cuales se mantuvieron 3 días en oscuridad para favorecer la germinación. Como sustrato se empleó una mezcla que contenía 3 partes de materia orgánica por cada parte

de vermiculita. Esto se llevó a cabo por duplicado, ya que uno de los bloques se inoculó con el fitopatógeno objeto de estudio, *R. solani*, a razón de 1 mL por alveolo, conteniendo una concentración del hongo de 10^4 esporas/mL. Una vez las semillas comenzaron a germinar, se mantuvieron a una temperatura y fotoperiodo controlados (25 °C, 12 h luz-12 h oscuridad). Tras un mes de crecimiento, con riegos periódicos cada 2 días, cuando se observaron las primeras hojas no cotiledonares se tomaron medidas de los siguientes parámetros: peso fresco (g) y seco (g), diámetro de tallo (mm), longitud de tallo (mm) y raíz (mm) número de hojas, y se calculó el ratio raíz/tallo (Santoro y col., 2011).

2.4 Análisis estadístico

Todos los resultados fueron procesados mediante el programa Microsoft Office Excel 2010 para Windows, así como sus gráficas correspondientes. Además, se realizó un Análisis Factorial de Varianza (ANOVA) con los datos y se compararon las diferencias significativas entre las medias mediante el Test de Mínima Diferencia de Fisher (LSD), utilizando un intervalo de confianza del 95% ($p<0,05$). Para estos análisis se utilizó el programa Statgraphics Centurion XVIII.

3. Resultados y Discusión

Se comprobó el potencial fitoestimulante de los extractos acuosos de compost obtenidos en función de los distintos protocolos testados (ver apartado 2.1), mediante la técnica de *biopriming* sobre semillas de pepino (Figura 1a). Todos los tipos de extracción dieron como resultado formulaciones no fitotóxicas (IG>80%). De hecho, la mayoría de los extractos, así como el *priming* solo con alginato alcanzaron valores considerados promotores del crecimiento vegetal (IG>100%). Paralelamente, se comprobó el potencial antagonista de dichos extractos *in vitro*, frente al hongo fitopatógeno *Rhizoctonia solani*, agente causal de la enfermedad de *damping-off* (Figura 1b). Los resultados revelaron que, en general, los extractos presentaron inhibición frente al fitopatógeno (I>20%), siendo ésta más acusada en todos los extractos elaborados a partir de RAA1.

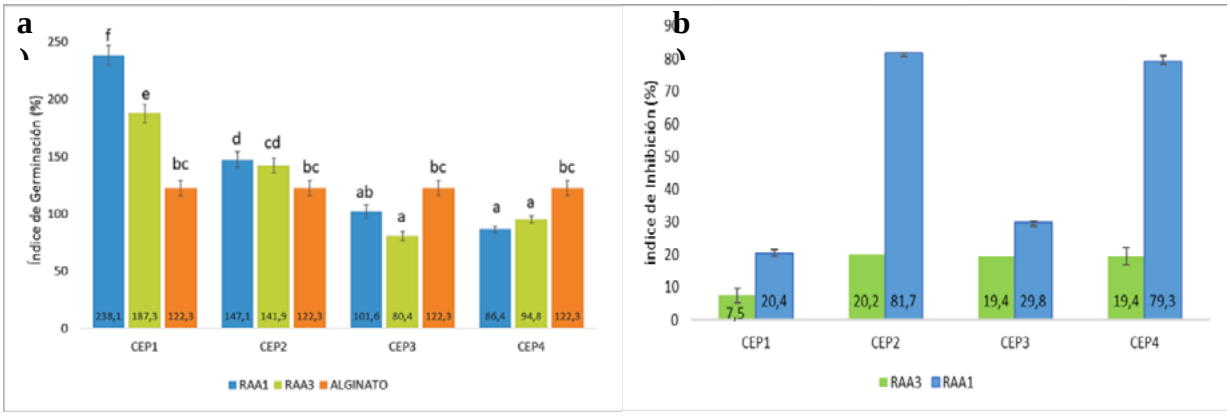


Figura 1. Ensayos *in vitro* de las muestras de compost RAA1 y RAA3 sometidas a los cuatro protocolos de extracción estudiados (CEP1; CEP2; CEP3; y CEP4), respecto a un bloque de priming de alginato. Letras distintas indican valores significativamente diferentes según el test de mínima diferencia significativa de Fisher (LSD) en P <0,05. a) Índice de germinación (%) y b) índice de inhibición (%).

Teniendo en cuenta estos resultados, se llevó a cabo un ensayo *in vivo* para comprobar el potencial fitoestimulante de las muestras (RAA1 y RAA3, con todos los protocolos de extracción) mediante el estudio del ratio raíz/tallo (Figura 2a), y biofungicida, focalizado en los extractos generados con el compost procedente de RAA1 que mostró un fuerte carácter supresivo frente

a *R. solani*, destacando la mejora respecto a la incidencia de la enfermedad, mediante un ensayo sobre la incidencia de la enfermedad en semillas sometidas a tratamiento preventivo (Figura 2b).

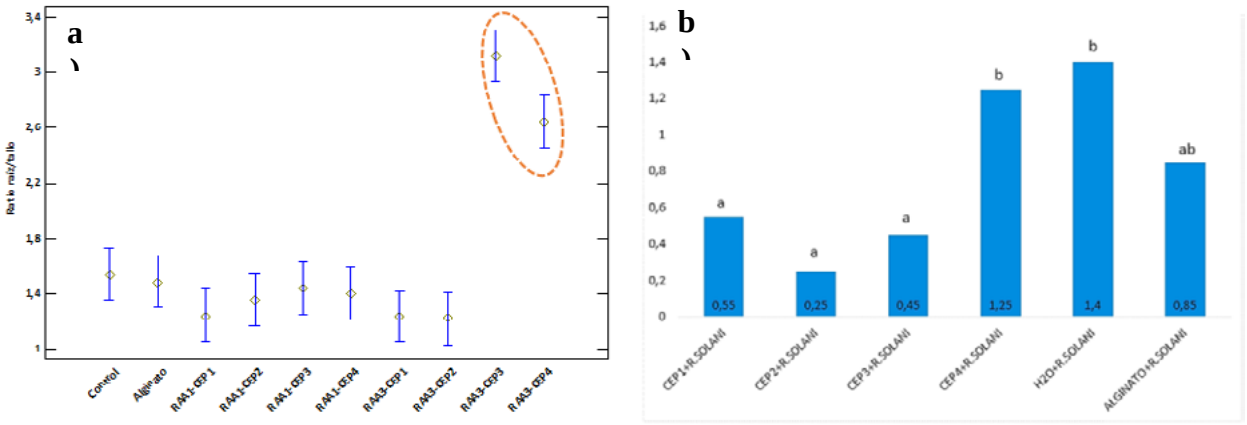


Figura 2. Ensayos *in vivo* de las muestras de compost sometidas a los cuatro protocolos de extracción estudiados (CEP1; CEP2; CEP3; y CEP4): a) Ratio raíz/tallo de las plántulas sometidas a *biopriming* (RAA1 y RAA3) de manera preventiva para el estudio del efecto fitoestimulante; b) visualización de síntomas causados por *Rhizoctonia solani* en las plántulas sometidas a *biopriming* (RAA1) de manera preventiva para el estudio del efecto biofungicida.

4. Conclusiones

La elaboración de extractos acuosos procedentes de compost de residuos agroalimentarios brinda una oportunidad para obtener una alternativa de aplicación efectiva del compost desde el punto de vista agronómico. Además, su aplicación mediante la técnica de *biopriming* se considera una herramienta agro-biotecnológica novedosa y eficiente, ya que, en su interacción con las semillas del cultivo ensayado, estos extractos presentaron potencial para ser considerados promotores del crecimiento vegetal, tanto *in vitro* como *in vivo*, destacando el tratamiento RAA3-CEP3 que alcanzó los mejores valores de producción vegetal *in planta*. Además, tienen potencial en tareas de control biológico, puesto que suprimen el desarrollo de fitopatógenos, en este caso destacando el tratamiento RAA1-CEP2 por sus altos valores de inhibición sobre el patógeno estudiado (*R. solani*) tanto *in vivo* como *in vitro*.

5. Bibliografía

Bernal-Vicente A., Ros M., Tittarelli F., Intrigliolo F., Pascual J.A., 2008. Citrus compost and its water extract for cultivation of melon plants in greenhouse nurseries. Evaluation of nutriactive and biocontrol effects. Bioresource Technol. 99(18), 8722-8728.

Koné S.B., Dionne A., Tweddell R.J., Antoun H., Avis T.J. 2010., Suppressive effect of non-aerated compost teas on foliar fungal pathogens of tomato. *Biol Control.* 52, 167–173.

Oka Y., Yermiyahu U., 2002. Suppressive effects of composts against the root-knot nematode *Meloidogyne javanica* on tomato. *Nematology*. 4, 891-898.

Santoro M.V., Zygadlo J., Giordano W., Banchio E., 2011. Volatile organic compounds from rhizobacteria increase biosynthesis of essential oils and growth parameters in peppermint (*Mentha piperita*). Plant *Physiol Biochem.* 49,1177–1182.

Zucconi F., Forte M., Monaco A.D.E., De Bertoldi M., 1981.Biological evaluation of compost maturity, *BioCycle*. 22 (4), 27–29.

6. Agradecimientos

Financiado a través del Proyecto Puente del Plan Propio de Investigación y Transferencia 2022 de la Universidad de Almería (PID2020-118402RB-I00).

GESTIÓN DEL AMONÍACO PRODUCIDO EN EXPLOTACIONES AVÍCOLAS MEDIANTE SU CAPTURA CON TECNOLOGÍA DE MEMBRANAS

Mercedes Sánchez-Báscones, Maria Soto-Herranz, Ernesto Gómez-Sobrino, Juan Manuel Antolín–Rodríguez, Pablo Martín-Ramos

Universidad de Valladolid, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Avda. De Madrid 57, 34004 Palencia,
mercedes.sanchez@uva.es

Dirección de los autores (especificar mediante superíndices[1,2] la afiliación de cada autor a los diferentes centros, si hubiera), correo electrónico del autor de la comunicación
Arial 11, cursiva y centrada

Resumen: En la Unión Europea se generan anualmente 1400 millones de toneladas de estiércol, de los cuales una parte procede de la producción avícola cuyo censo ha aumentado durante los últimos 20 años. La producción de residuos avícolas en la UE y España es de 109518 y 12726 miles de toneladas, respectivamente. Las emisiones de NH_3 en España han aumentado por el incremento de la cabaña ganadera y el uso de fertilizantes inorgánicos, alcanzando en 2019 las 471 kt. La Directiva UE/2016/2284 establece que las emisiones de NH_3 en España deben reducirse un 3% en el período 2020-2029 (respecto al año 2005), y un 16% (respecto a las emisiones del año 2005) a partir del año 2030, teniendo en cuenta el techo de emisión de 353 kt. El objetivo del presente estudio ha sido evaluar la eficiencia en la captura de NH_3 tanto en condiciones controladas de laboratorio, como en el interior de la nave, así como en el proceso de compostaje de las excretas avícolas. Para ello, se ha utilizado la tecnología de membranas tubulares permeables a los gases por cuyo interior circula una disolución ácida (H_2SO_4 1N) que reacciona con el amoníaco que traspasa la pared de la membrana formando una sal fertilizante. Se han obtenido eficiencias en las capturas de amoníaco que oscilan entre los 5,10 g m^{-2} d^{-1} en las experiencias de laboratorio, 0,41 g m^{-2} d^{-1} en las experiencias de captura en el ambiente de la nave y 1,4-6,9 g m^{-2} d^{-1} en los procesos de compostaje de la gallinaza.

Palabras clave: gallinaza, compostaje, amoníaco, membranas.

1. Introducción

La Unión Europea a través de su Directiva 2001/81/CE (Directiva Techos o NECD) ha fijado límites máximos para las emisiones de gases a todos Estados miembros a partir de 2010 con el objetivo de mitigar la contaminación atmosférica. Por lo que respecta al amoníaco (NH_3), ya se han superado los límites impuestos para el año 2020 y la tendencia es a un agravamiento de la situación para el año 2030 en el que, de seguir la tendencia actual, se tiene una previsión de emisión de 393,7 Gg cuando el límite establecido es de 267,2 Gg. Por otra parte, puesto que el sector agroganadero está directamente relacionado con la emisión de diferentes tipos de gases emitidos a la atmósfera, especialmente el NH_3, se hace necesario tomar medidas para cumplir con los compromisos de reducción de emisiones de NH3 (Real Decreto 818/2018, de 6 de julio).

El objetivo del presente estudio ha sido evaluar la eficiencia en la captura del NH_3 emitido por las excretas producidas en granjas avícolas, tanto en condiciones controladas de laboratorio, como en el interior de la nave de gallinas (utilizando un prototipo de captura diseñado y construido al efecto), como en el proceso de compostaje utilizando dos biodigestores cerrados, uno de ellos conteniendo una estructura de membrana en su interior y el otro conectado exteriormente al prototipo.

2. Material y Métodos

2.1 Equipos

2.1.1 Prototipo de laboratorio

El equipo de laboratorio consistió en cámaras herméticas de 11 L, en las cuales se introdujo 0,500 g de gallinaza para recuperar el gas NH_3 emitido a través de 1 m de membrana suspendida sobre la gallinaza, utilizando el método desarrollado por Szogi *et al*. (2014). Se adicionaron 10 $mg \cdot L^{-1}$ de aliltiourea (98%) para inhibir la nitrificación. Se utilizó un depósito de 1 L de capacidad para contener la disolución de H_2SO_4 1N. Esta solución se recirculó continuamente por el interior de la membrana utilizando una bomba peristáltica (Pumpdrive 5001, Heidolph, Schwabach, Alemania).

2.1.2. Prototipo de granja

El prototipo utilizado en la granja está constituido por una estructura de acero de 2,6 m^3 en cuyo interior se alojan 32 paneles de membrana. Cada panel contiene 14.8 m de membrana sujeta por conexiones de plástico a una red de soporte de plástico (malla de 1 cm) unida a marcos de acero inoxidable (0,750 m × 0,495 m). La superficie total de membrana utilizada es de 7,7 m^2. Otros componentes del prototipo son: un ventilador monofásico de pared de 150 W, dos sensores de amoniaco DURTOX IP65-v07 (Duran® electrónica, Madrid), una bomba de recirculación del ácido de 0,56 kW, sondas de pH y temperatura, un depósito de 0,25 m^3 que contenía 150 L de disolución ácida H_2SO_4 1N y un manómetro para el control de la presión de esta disolución a 0,2 bar. Finalmente, un sistema PLC (Siemens, Munich, Alemaniag) genera un registro continuo de la temperatura y el pH de la solución ácida, manteniendo este último por debajo de 2 para favorecer la captura de NH_3; cuando el pH subía de ese valor se corregía adicionando H_2SO_4 concentrado (96-98%, Panreac, Glenview, Illinois, EEUU).

2.1.3 Biodigestores cerrados discontinuos

Se utilizaron dos biodigestores de compostaje de base rectangular y 2,3 m^3 de capacidad. Se aplicó aireación durante 10 minutos cada 24 horas, mediante un ventilador centrífugo de 1.5 kW de potencia y una capacidad de ventilación de 0-35 $m^3 \cdot min^{-1}$. El agente estructurante empleado fue paja picada (5 mm) y el volumen de mezcla (gallinaza + paja) empleado en el experimento fue de 2.2 m^3 con una relación gallinaza: paja de 3,5:1 en peso. Para la captura del NH3 desprendido durante el proceso de compostaje, en uno de los biodigestorores se colocaron 120 m de membrana (superficie de absorción de 1,96 m^2) a lo largo de la cara interior de la tapa del biodigestor en posición paralela a los tubos de aireación y se utilizó un volumen de solución ácida de 45 L. El segundo biodigestor se conectó al prototipo de granja.

En ambos casos, al inicio del proceso de compostaje, la temperatura de la mezcla aumentó rápidamente hasta 68 °C y 62 °C, respectivamente, en 2-3 días y se mantuvo hasta el día 8-10. La ventilación forzada proporcionó oxígeno para que las bacterias descompusieran la materia orgánica, incrementando la temperatura. Posteriormente, la temperatura se fue reduciendo hasta valores comprendidos entre 30-40 °C, dando por finalizada la fase bioactiva a los 44 días.

2.2 Condiciones experimentales

La velocidad de flujo de la solución ácida, en todos los experimentos fue de 2,1 $L \cdot h^{-1}$. La membrana utilizada es tubular de material e-PTFE (ZEUS, Orangeburg, Carolina del Sur, EE.UU.) con diámetro exterior de 5,2 mm y espesor de pared de 0.64 mm. La eficiencia del prototipo de granja se evaluó, ininterrumpidamente, durante ocho meses y el prototipo a escala de laboratorio durante 60 días, periodo suficiente para determinar el máximo de captura de nitrógeno amoniacal total (NAT) alcanzado. En ambos casos, la fuente emisora de NH_3 fue la gallinaza. El experimento de compostaje duró 44 días y la fuente emisora de NH_3 fue una mezcla de gallinaza y paja.

El aire del interior de las naves se extrajo mediante un ventilador de pared a 52,6 $m^3 \cdot h^{-1}$ y se dirigió hacia el interior de la estructura del prototipo.

2.3 Métodos de análisis y cálculos

El análisis de nitrógeno amoniacal total (NAT) se realizó por destilación (con una unidad de destilación de nitrógeno Kjeltec™ 8100; Foss Iberia S.A., Barcelona, España), captura del destilado en tampón de borato y posterior titulación con 0,2 $mol \cdot L^{-1}$ de HCl (Rice et al., 2017).

La masa de nitrógeno amoniacal total NAT eliminada (expresada en kg de NAT) se determinó como la diferencia entre la cantidad de NAT al principio y al final del experimento en el estiércol. La masa de NAT recuperada (kg NAT) fue determinada por la cantidad de NAT capturado al final del experimento en la solución ácida. La eficiencia de remoción de NAT (%) se estimó como cociente entre la masa recuperada y la masa eliminada.

El flujo de N a través de la membrana (expresado en g NAT m^{-2} d^{-1}), que se produce como consecuencia del gradiente de concentración de gas a través de la membrana (Schneider et al., 1994; Blet et al., 1989) se determinó considerando la masa de NAT recuperada por día y área de superficie de la tubería de membrana en cada sistema.

3. Resultados y Discusión

Para determinar la efectividad de los sistemas de membrana respecto a la captura del NH_3 desprendido durante el proceso, se realizaron los cálculos de para determinar el balance de NAT de acuerdo al apartado 2.3. Los resultados se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Balance de masas de NAT en los cuatro experimentos

Experimento	NAT inicial (kg)	NAT final (kg)	NAT perdido (kg)	NAT recuperado sol. ácida (kg)	Tasa de captura (g m^{-2} d^{-1})
Prototipo laboratorio	6,41		5,12	5,04	5,10
Prototipo granja	-	-	-	0,80	0,41
Biodigestor + membrana interior	5,65	4,85	0,80	0,60	6,90
Biodigestor + prototipo	6,35	5,51	0,84	0,46	1,40

Puesto que el rendimiento de la captura de NH_3 a escala de granja era difícil de determinar debido a las variaciones en la concentración de NH_3 en el entorno resultantes de las operaciones de gestión (ventilación, apertura de puertas, etc.), estos valores se caracterizaron en laboratorio bajo condiciones controladas durante 60 días, empleando estiércol de aves de corral como fuentes de emisión de N. Los resultados de granja fueron muy inferiores a los obtenidos en laboratorio (0,41 frente a 5,1 g de NAT$\cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$) fundamentalmente por la ventilación en los alojamientos, que reduce la concentración de NH_3 en el aire. Además, en la granja se contaba con cama de paja, que absorbía los excrementos, reduciendo aún más la volatilización del NH_3 en comparación con las condiciones de laboratorio, en las que no se utilizó cama, por lo que la atmósfera de la cámara estaba muy concentrada en NH_3 y, por tanto, se produjo una alta absorción de NH_3 en relación con la superficie de membrana empleada. Las eficiencias de recuperación de NAT conseguidas a escala de laboratorio fueron del 98,4% al utilizar estiércol de aves de corral. Además, se evidenciaron diferencias de captación de NAT importantes entre períodos estacionales (valores no mostrados) encontrando el triple de captura de NAT en invierno que en verano (1,20 frente a 0,33 g de NAT$\cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$) tomando en ambos casos un período de referencia de 30 días, lo cual es coherente con una mayor concentración de NH_3 en el aire del interior de los alojamientos en invierno respecto al verano, en el que es necesario ventilar de forma más frecuente debido a las altas temperaturas y a la concentración de gases nocivos presentes en el interior de las naves de ganado.

Durante el proceso de compostaje, el contenido de nitrógeno en el estiércol, en ambos sistemas, se redujo en un 14.2% y un 13.3 % y se recuperaron 0,60 y 0,46 kg de NAT con unas tasas recuperación de 6.9 y 1.4 g $NAT \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$.

La captura de NH_3 está influenciada por la concentración del mismo en el exterior de la membrana. Esta conclusión está de acuerdo con los resultados de Rothrock et al. (2013), quienes obtuvieron tasas de recuperación de NH_3 de 28,63 g $N \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ y de 10,42 g $N \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ aplicando tratamientos de 2% de cal y 0% de cal, respectivamente, sobre una cama de aves de corral. Obtuvieron una recuperación de NH_3 un 12% mayor en el tratamiento al 2% de cal y, concluyeron que un factor limitante importante para obtener una alta recuperación de masa de NH_3 era la concentración de NH_3 en el espacio de cabeza. El sistema con membrana interior captura el amoniaco directamente del biodigestor, con concentraciones más elevadas, motivo por el que la eficacia de la captura fue aproximadamente 6 veces mayor. Si bien, las cantidades de NH_3 recuperadas por ambos sistemas fueron similares, probablemente por la mayor superficie de membrana utilizada en el sistema conectado al prototipo. Estos resultados están de acuerdo con los obtenidos por Soto-Herranz et al. (2021) quienes determinaron a escala de laboratorio empleando soluciones sintéticas como fuente de NAT que, se capturaba aproximadamente el doble de masa de NH_3 en sistemas de membrana suspendidos, al incrementar el área de superficie de membrana de 81.7 a 163.4 cm^2 y la concentración de NAT en la fuente emisora de 3000 $mg \cdot L^{-1}$ a 6000 $mg \cdot L^{-1}$.

4. Conclusiones

La comparación de resultados de experimentos de laboratorio bajo condiciones controladas y los experimentos en granja utilizando el prototipo diseñado al efecto, muestran una mayor tasa de captura (5,10 frente a 0,41 g $NAT \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$) debido a la baja concentración de NH_3 en el interior de la nave a causa de la ventilación natural, el sistema sería mucho más efectivo si el prototipo se conectase a la chimenea de salida de gases en granjas con ventilación forzada.

En procesos de compostaje cerrado, los sistemas de captura de NH_3 con membranas permeables a gases tienen una mayor eficacia de captura cuando la membrana se sitúa en el interior del biodigestor con una eficacia de 6.9 g $NAT \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$, si bien, su aplicación con sistemas externos es adecuada si tenemos en cuenta la cantidad de NH_3 capturado de 0.46 kg.

La tasa de recuperación se vio afectada por la concentración de NH_3 presente en la atmósfera en contacto con las membranas. Una mayor concentración de NH_3 en el aire implica una mayor eficiencia de recuperación de NAT en solución ácida.

5. Bibliografía

Blet, V., Pons, M. N., & Greffe, J. L. S, 1989. eparation of ammonia with a gas-permeable tubular membrane. *Analytica chimica acta* **1989**, *219*, 309-311. Doi: 10.1016/S0003-2670(00)80361-X

Rice, E.W.; Baird, R.B.; Eaton, A.D., 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd ed.; *American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation*: Washington DC, USA,

Rothrock Jr, M. J., Szögi, A. A., & Vanotti, M. B. 2013.Recovery of ammonia from poultry litter using flat gas permeable membranes. *Waste management*, *33*(6), 1531-1538.

Schneider, M., Marison, I. W., & Von Stockar, U. 1994. Principles of an efficient new method for the removal of ammonia from animal cell cultures using hydrophobic membranes. *Enzyme and microbial technology*, *16*(11), 957-963. Doi: 10.1016 / 0141-0229 (94) 90004-3

Soto-Herranz, M., Sánchez-Báscones, M., Antolín-Rodríguez, JM, Vanotti, MB y Martín-Ramos, P. Effect of acid flow rate, membrane surface area, and capture solution on the effectiveness of suspended GPM systems to recover ammonia. *Membranes* **2021**, *11* (7), 538. Doi: 10.3390/membranes11070538

Szogi, A.A.; Vanotti, M.B.; Rothrock, M.J., 2014. Gaseous ammonia removal system (US Patent 8,906,332 B2).

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos Life Ammonia Trapping (LIFE15-ENV/ES/000284) “Desarrollo de prototipos de membranas para reducir las emisiones de amoniaco de los estiércoles en granjas avícolas y porcinas” y Life Green Ammonia (LIFE20 ENV/ES/000858) Market technology based on membranes for the reduction of ammonia in livestock farms.

EL USO DEL DIGESTATO DE FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS MUNICIPALES PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOPESTICIDAS POR FERMENTACIÓN EN ESTADO SÓLIDO

Laura Mejias, Raquel Barrena*, Teresa Gea

Departamento de Ingeniería Química, Biológica y Ambiental, Universitat Autònoma de Barcelona, 08196-Bellaterra (Barcelona, España)
** raquel.barrena@uab.cat*

Resumen: En la transición de una economía lineal a una economía circular, acciones como convertir residuos en nuevos recursos, alcanzando así el fin de la condición de residuo, y el cierre de ciclos utilizando materiales recuperados son elementos esenciales para el cambio. En esta línea, el proyecto europeo DECISIVE (A Decentralised Management Scheme for Innovative Valorisation or Urban Biowaste) plantea un modelo descentralizado de la gestión de residuos orgánicos, donde se propone la fermentación en estado sólido como tecnología para la valorización del digestato generado durante la microdigestión anaerobia de la fracción orgánica de residuos urbanos (FORSU) (www.decisive2020.eu). Hasta ahora, la valorización de la fracción sólida del digestato se limita prácticamente a su uso como enmienda orgánica gracias a su elevado contenido en nitrógeno. Sin embargo, no se ha estudiado a fondo otro tipo de valorización y por ejemplo, su potencial como sustrato para el crecimiento microbiano apenas se ha explorado. En este trabajo se estudia el uso del digestato de FORSU como sustrato para el crecimiento de *Bacillus thuringiensis* (Bt) por fermentación en estado sólido, con el objetivo de producir un biopesticida derivado de este microorganismo. Se han estudiado los parámetros que más influyen en la producción de esporas utilizando un diseño de Box-Behnken, donde la temperatura y la biodegradabilidad han resultado factores clave. Además, viendo la influencia del oxígeno en la producción de esporas, se ha desarrollado una estrategia de operación para el crecimiento de Bt y la producción de esporas basada en la aireación. Esta estrategia consiste en dos etapas, una primera fase de microaireación seguida de un período de caudal de aireación alto. La estrategia de producción se ha desarrollado a escala laboratorio en reactores de 1,6-L y se ha validado en reactor de 22-L. Del mismo modo, se han realizado las primeras pruebas a escala piloto en un reactor de 290-L, abordando así el escalado del proceso.

Palabras clave: Economía circular; digestato; biopesticida; *Bacillus thuringiensis*; estrategia de aireación.

1. Introducción

En el proceso de implementar la economía circular en la gestión de residuos urbanos, el proyecto DECISIVE (www.decisive2020.eu) propone un modelo descentralizado de gestión que contempla el uso de la fermentación en estado sólido (FES) para la valorización del digestato producido durante la digestión anaerobia descentralizada de fracción orgánica de residuos urbanos (FORSU). Tras una primera etapa donde se estudió la viabilidad de utilizar el digestato de FORSU en la producción de enzimas hidrolíticas, bioplaguicidas y biosurfactantes (Cerda y col., 2019; Mejias y col., 2018) la producción de biopesticidas basada en *Bacillus thuringiensis* se mostró como la mejor de las alternativas analizadas. *Bacillus thuringiensis* (Bt) produce una proteína cristalina (proteína Cry) con efecto biopesticida cuando esporula, siendo el biopesticida microbiano más utilizado en la actualidad. Aunque la producción de Bt más extendida es por fermentación sumergida, la FES se plantea como una alternativa prometedora para producir bioplaguicidas derivados de Bt a partir de residuos orgánicos (Ballardo et al., 2016). Se encuentran algunos trabajos donde se han estudiado diferentes residuos orgánicos como sustrato de crecimiento para Bt, sin embargo, la mayoría se han realizado utilizando gramos o algunos kilos de muestra y se encuentran pocos trabajos que hayan lidiado con reactores de volumen mayor, siendo el escalado uno de los mayores retos de la FES. Por ejemplo, Zhang y col. (2013) obtuvieron buenos resultados utilizando residuos de cocina en reactores de 8 kg. Sin embargo, la producción de esporas fue inferior cuando el proceso se escaló a 35 kg, siendo la falta de aireación y la eliminación de calor las principales causas detectadas. Rodríguez y col. (2019) estudiaron la viabilidad de utilizar digestato de FORSU como medio de fermentación para

el cultivo de Bt. Se obtuvieron también buenos resultados trabajando en reactor de 10-L, pero cuando se escaló el proceso a 22 y 100-L los rendimientos fueron inferiores o nulos.

Este trabajo tiene como objetivo estudiar qué parámetros de proceso son claves en la FES de digestato de FORSU con el fin de desarrollar una estrategia operativa robusta que maximice el crecimiento de Bt y la producción de esporas. La finalidad es establecer una estrategia competitiva para valorizar el digestato de FORSU en una escala de demostración por lo que el proceso se estudiará en tres escalas diferentes: reactores de 0,5-L, 1,6-L y 22-L utilizando sustratos no estériles pero higienizados, para cumplir con la normativa.

2. Material y Métodos

2.1 Materiales

El digestato de FORSU y la FORSU se obtuvieron de la Planta de digestión anaerobia y compostaje de Granollers (Consorci per a la Gestió dels Residus del Vallès Oriental, Barcelona, España). Antes de la fermentación, se sometieron a un proceso de higienización (70ºC durante 1 hora), ya que este es un requisito legal especificado en el Reglamento Europeo No 142/2011. Como agente estructurante se utilizaron palillos troceados (0,5 y 1,6-L) y astillas de madera en los de 22-L. *Bacillus thuringiensis var kurstaki (Btk)* (CECT 4497) *y Bacillus thuringiensis var israelensis* (Bti) (CECT 5904) se obtuvieron de la Colección Española de Cultivos Tipo (CECT, Valencia, España).

2.2 Diseño de experimentos

2.2.1. Optimización de la FES (0,5-L)

Se realizaron dos diseños de experimentos (DoE) para estudiar la influencia de diferentes parámetros en la producción de esporas utilizando el software Design Expert v11 (Stat-Ease, Inc, United States).

2.2.2. Desarrollo de la estrategia en reactores de 1,6-L y validación en 22-L

Para la FES, se utilizaron reactores de diferente volumen, pero una configuración parecida de 1,6 y 22-L todos ellos con entrada de aire controlada por caudalímetro másico y sensores de temperatura y oxígeno para monitorizar el proceso, que permiten tener una medida de actividad biológica en línea (sOUR, specific oxygen uptake rate).

3. Resultados y Discusión

3.1 Optimización del proceso

En un primer DoE se analizaron los efectos del caudal de aire, el contenido de humedad y la temperatura de la fermentación en la producción de esporas. De estos, solo la temperatura de proceso resultó un parámetro significativo en la producción de esporas, teniendo un efecto negativo claro en temperaturas superiores a 30 ºC. En el segundo DoE, se estudiaron los efectos del inóculo inicial, el mezclado durante el proceso y la adición del cosustrato FORSU. En este caso, se observaron mejores resultados cuando el inóculo inicial se fijó a 10^7 UFC g^{-1} MS (materia seca) y se usó una mezcla de 50 % de digestato y 50 % de FORSU, observándose además una mayor actividad biológica.

3.2 Desarrollo de la estrategia en reactor de 1,6-L

3.2.1. Interacción biodegradabilidad y temperatura

Como se ha visto, la adición de FORSU como cosustrato implicó un aumento de la biodegradabilidad de la muestra. Del primer DoE quedó en evidencia el efecto negativo que el incremento de temperatura puede tener en el crecimiento de Bt. Como biodegradabilidad y temperatura están estrechamente ligadas se realizó un primer experimento utilizando diferentes cantidades de cosustrato en la fermentación. El rango promedio de temperatura fue de 24 a 32 ºC, alcanzándose máximos puntuales de 37ºC. Finalmente se seleccionó la mezcla con un 37,5 % FORSU y 62,5 % de digestato para estudios posteriores, con una producción entre 1,4 y 3,9 esporas por UFC inicial.

3.2.2. Interacción biodegradabilidad y oxígeno

De la misma forma que la temperatura, el nivel O_2 está relacionado con actividad biológica, por lo que se decidió estudiar su efecto en el proceso. En la Tabla 1 se presentan los valores de células viables, esporas y el rendimiento de espora producida respecto a la inicial, dependiendo del porcentaje de FORSU en la mezcla (bajo: 10 % o alto: 37,5 %) y el porcentaje de O_2 en el reactor (bajo: <10 % o alto:> 10 %). Como era esperado, se obtuvieron valores de células viables y esporas más bajos cuando se usó un porcentaje bajo de FORSU. Sin embargo, se observó que el nivel de O_2 también influía en la producción de esporas. La formación de esporas fue mejor cuando se trabajó a niveles bajos de O_2, especialmente en el caso de utilizar un porcentaje bajo de cosustrato en la mezcla. Por lo que limitar el contenido de oxígeno en FES podría ser una buena estrategia para crear un ambiente propicio para el crecimiento de Bt y retrasar el proceso de esporulación. Este hecho podría ser de especial relevancia cuando se usa un sustrato no estéril, ya que podría suponer una ventaja competitiva respecto a otros microorganismos autóctonos.

Tabla 1. Recuento final de células y esporas viables para fracciones variables de cosustrato y porcentaje de oxígeno durante el proceso de fermentación.

Ensayo	FORSU (%)	Mínimo O_2 (%)	UFC g^{-1} MS (x10^8)	Espora g^{-1} MS (x10^8)	Rendimiento
1	10	17,1	0,41±0,02	0,19±0,03	0,6
2	37,5	5,2	3,1±0,4	1,3±0,2	3
3	37,5	17,3	2,8±0,8	1,3±0,1	2,9
4	10	5,0	0,76±0,06	0,8±0,1	2,7
5	37,5	5,5	5±1	3,3±0,3	7,3
6	37,5	16,7	2,5±0,1	1,3±0,1	0,6

* MS: materia seca

3.3 Validación estrategia en reactor de 22-L

En la Figura 1 se muestra la evolución de la fermentación utilizando la estrategia de la doble etapa de aireación. Durante la primera etapa se proporcionó un caudal bajo en las primeras horas de fermentación alcanzando un contenido en O_2 inferior al 5 % a las 21 h de proceso. En ese momento el caudal se dobló con el objetivo de provocar la esporulación de Bt. La temperatura máxima alcanzada fue 31 ºC. Se observó un aumento de 4,2 veces de células viables con una producción final de esporas de 1,3x10^8 esporas g^{-1} MS, lo que equivale a una relación de 5 esporas producidas por UFC inicial después de 4 días de proceso. En una fermentación posterior se estudió en detalle las primeras 24 horas del proceso y se comprobó que después de alcanzar una concentración de O_2 inferior al 5 %, el número de células viables era 6,4 veces superior a les iniciales, sin detectarse la presencia de esporas. Este hecho indica que, en un entorno limitante de oxígeno, el crecimiento de Bt se puede ver favorecido respecto a otros microorganismos. En la segunda etapa se dobló el caudal lo que resultó en la formación de esporas, verificando los resultados del primer experimento. Además, en otro experimento se aplicó la estrategia utilizando *Bacillus thuringiensis var israelensis* (Bti) como inóculo,

observándose un crecimiento incluso mayor que con la variedad kurstaki y consiguiéndose un numero de esporas elevado.

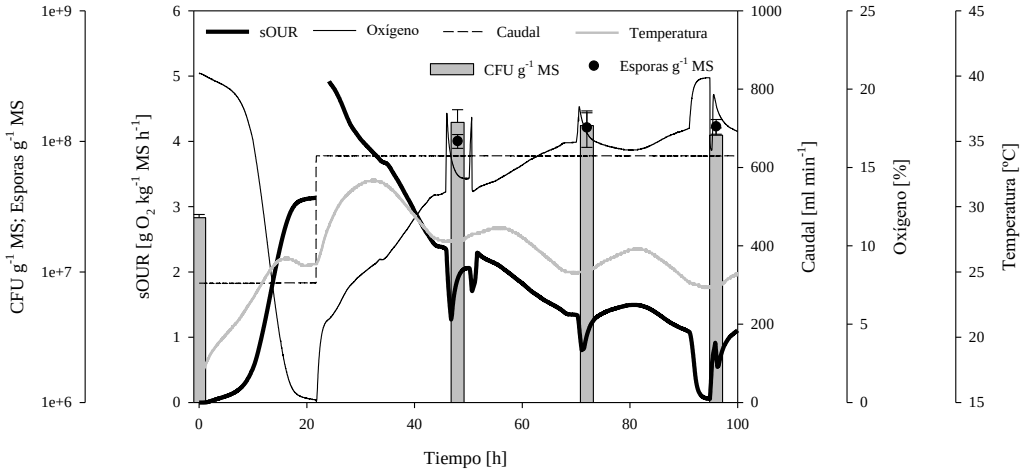


Figura 1. Estrategia de operación de doble aireación para la producción de esporas de Bt

4. Conclusiones

Se ha desarrollado una estrategia de operación para la producción de esporas de *Bacillus thuringiensis* a partir de la mezcla de digestato de FORSU y la propia FORSU aplicando una nueva estrategia de aireación en dos etapas: una fase de microaeración durante las primeras horas de fermentación, seguida de un período de caudal de aireación alto. Con estas condiciones, se consiguió una producción de esporas entre $5x10^7$ y $1,5x10^8$ esporas g^{-1} MS, con un rendimiento de producción máximo entre 5 y 7,3 esporas producidas por UFC inicial. Se ha visto como la biodegradabilidad es un factor clave tanto en el crecimiento de Bt como en el hecho que se alcancen valores de O_2 adecuados en la etapa de microaireación. Actualmente se está trabajando a escala demostrativa con una la planta de 290 L donde se está estudiando el escalado del proceso.

5. Bibliografía

Ballardo C., Abraham J., Barrena R., Artola A., Gea T., Sánchez A., 2019. Valorization of soy waste through SSF for the production of compost enriched with Bacillus thuringiensis with biopesticide properties, *J. Environ. Manage*. 169 126-131.

Cerda A., Mejias L., Rodríguez P., Rodríguez A., Artola A., Font X., Gea T., Sánchez A. 2019. Valorisation of digestate from biowaste through solid-state fermentation to obtain value added bioproducts: A first approach, *Bioresour. Technol*. 271 409-416.

Mejias L., Cerda A., Barrena R., Gea T., Sánchez A., 2018. Microbial strategies for cellulase and xylanase production through solid-state fermentation of digestate from biowaste, *Sustain.* 10 2433

Rodríguez P., Cerda A., Font X., Sánchez, A., Artola, A., 2019. Valorisation of biowaste digestate through solid state fermentation to produce biopesticides from Bacillus thuringiensis. *Waste Manag*. 96 63-71.

Zhang W., Qiu L., Gong A., Cao Y., Wang B. 2013. Solid-state Fermentation of Kitchen Waste for Production of Bacillus thuringiensis-based Bio-pesticide, *BioResources*. 8 1124-1135.

6. Agradecimientos

Este proyecto ha tenido el soporte económico del proyecto europeo H2020 Decisive (Grant Agreement N° 689229). Laura Mejias agradece a la Generalitat de Catalunya su contrato predoctoral (referencia 2017 DI019).

CAMBIOS EN LA MICROBIOTA DEL SUELO INDUCIDOS POR LA APLICACIÓN DE BIOFERTILIZANTES CON MICROALGAS

Carlos Rad[1], Evan A.N. Marks[1,2], Daniel Pérez-Alonso[1], Olimpio Montero[3], Marta Hernández[4]

[1]Grupo de Investigación en Compostaje UBUCOMP. Universidad de Burgos, EPS La Milanera, 09001 Burgos. E-mail: crad@ubu.es
[2]CT BETA, Universitat de Vic – Universitat Central de Catalunya, 08500 Vic (Barcelona)
[3]Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), E47151 Boecillo (Valladolid)
[4]Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León ITACYL. Zamadueñas (Valladolid)

Resumen: La recuperación de los nutrientes del agua residual en los procesos de depuración realizados en plantas EDAR, es un reto que se aborda mediante tratamientos químicos que encarecen notablemente el proceso. Una alternativa de creciente interés es la utilización de procesos biológicos basados en microalgas, cuyo producto final puede tener un potencial uso agronómico como biofertilizante. En este trabajo, se han aplicado diferentes suspensiones de una microalga aislada del propio suelo y con alta tasas de crecimiento, *Chlorella sorokiniana*, a microcosmos de suelo, monitorizando su efecto sobre su microbiota edáfica mediante secuenciación de fragmentos de los genes 16S y 18S rRNA. La aplicación del cultivo de microalgas (NF) y sus correspondientes filtrados sin algas (Ø<2.5 μm) y estéril (Ø<0.22 μm) a los microcosmos de suelo modifica notablemente la microbiota del suelo, estableciendo una mayor predominancia no sólo de microflora autótrofa, sino que también estimulando los géneros asociados al filo Cyanobacteria, con capacidad de fijación de N, lo que supone la capacidad de incrementar los contenidos de C y N en la superficie del suelo y la formación de biocostras con un efecto en la estabilización del suelo.

Palabras clave: *Chlorella sorokiniana*, actividad microbiana, análisis metagenómico, comunidades procariotas, comunidades eucariotas.

1. Introducción

La intensificación agrícola demanda un creciente incremento en el uso de fertilizantes minerales, especialmente N y P, lo cual conlleva un elevado coste ambiental en cuanto a emisiones de GEI, consumo de roca fosforada no renovable e incremento de los procesos de degradación del suelo y eutrofización de las aguas continentales. La recuperación de fracciones de N y P en los flujos de agua residual es un objetivo claro en la estrategia que sobre Economía Circular se está diseñando desde la Unión Europea bajo el marco del Pacto Verde Europeo. Desde la Comisión Europea está en elaboración un Plan Integrado de Manejo de los Nutrientes con unos claros objetivos: promover una aplicación más sostenible de los nutrientes y encontrar nuevos mercados para estos elementos recuperados.

Dentro de las biotecnologías aplicables a este fin, la producción de biomasa de microalgas mediante el empleo de los nutrientes presentes en las aguas residuales permitiría su posterior reutilización en campos tan diversos como la bioenergía, la biomedicina, la industria alimentaria, la alimentación ganadera o la formulación de nuevos biofertilizantes (Odjadjare y col., 2015). El empleo de microalgas o cianobacterias como biofertilizantes puede realizarse mediante su aplicación directa al suelo, inmovilizadas en diferentes soportes sólidos, en hidroponía o en fertilización foliar (Renuka y col., 2018). Las microalgas contribuyen a incrementar la fertilidad del suelo mediante la estimulación global de la biomasa microbiana y la actividad de microorganismos beneficiosos (Leloup y col., 2013). Muchas especies de microalgas poseen también capacidad bioestimulante del desarrollo vegetal mediante la producción de fitohormonas, mejoran la resistencia al estrés, la captura de nutrientes, controlan patógenos vegetales e inducen resistencias sistémicas (Chialese y col., 2018; Renuka y col., 2018; Ronga y col., 2019).

En trabajos previos, se observó que la aplicación de suspensiones de *Chlorella sorokiniana* en microcosmos de suelo incrementaba la actividad autótrofa en la superficie del suelo, pero también conducía a un incremento de la respiración heterótrofa. Una caracterización de sus comunidades

microbianas mediante el análisis de su perfil de PLFAs, mostró el desarrollo en superficie de comunidades asociadas de eucariotas y procariotas (Marks y col., 2017). En un trabajo posterior, se comprobó que, tras fraccionar el cultivo de microalgas en una fracción inferior con Ø<0,22 µm o extracelular con 0,22<Ø<2 µm o bacteriana y con Ø>2 µm o eucariota, el incremento de actividad respiratoria era debido a la estimulación de la actividad bacteriana inducida por la actividad fotosintética de las microalgas y superior al producido por el aporte de nutrientes del medio extracelular o la fracción bacteriana incorporada (Marks y col., 2018). Sin embargo, la determinación del perfil de PLFAs, no permite un análisis diferenciado de la composición y diversidad de las comunidades microbianas, tanto procariotas como eucariotas. En este trabajo, se hacen uso de herramientas de genómica para elucidar precisamente cambios en la biodiversidad de las diferentes comunidades, tanto en la superficie del suelo, directamente influida por el biofilm formado, como en estratos más profundos donde no es posible la actividad autotrófica.

2. Material y Métodos

2.1 Aplicación de microalgas en microcosmos de suelo

El efecto de la aplicación de diferentes soluciones obtenidas del cultivo de *Chlorella sorokiniana* en medio BG11 se realizó en microcosmos de suelo. El suelo utilizado provenía del horizonte *Ap* (0-20 cm) de un suelo de viñedo localizado en Uclés (Cuenca), 39° 49′ 50’’ N; 3°8′58″ W, clasificado como *Haploxerept* con pH 7,9 y un contenido de materia orgánica del 1,5%. Los microcosmos de suelo se prepararon empaquetando el suelo tamizado a 2 mm en cilindros de 50 mm diámetro y 25 mm de altura hasta una densidad de 1,3 kg L^{-1}. El alga se cultivó en recipientes de 1 L con aireación, una iluminación de 100 µmol cm^{-2} s^{-1} y un fotoperiodo de 18:6 a 22°C, hasta alcanzar su máximo crecimiento determinado por su absorbancia a 750 nm.

El cultivo de microalgas, con un contenido de biomasa de 1,4-1,6 g L^{-1}, se subdividió en tres porciones: una de ellas constituye la fracción *NF* de suspensión de microalgas; otra fue filtrada a través de un filtro Whatmann 40, con tamaño de poro de 2,5 µm y con capacidad de retener las células de microalgas, denominada *Bac*; y, la tercera fracción se filtró utilizando un filtro Nalgene de 0,22 µm de tamaño de poro y que se denominó *Ster*. Alícuotas de 2 mL de cada una de las fracciones se añadieron en la superficie de los microcosmos del suelo al comienzo de la incubación y el día 43, realizando seis réplicas por tratamiento. Finalizada la incubación de 60 días; los microcosmos de suelo se subdividieron recogiendo la capa superficial con un espesor de 0-8 mm y la capa profunda de 8-25 mm, las cuales fueron inmediatamente congeladas a -20 °C.

2.2 Estudio metagenómico de la microbiota del suelo

La extracción de DNA del suelo se realizó a partir de 0,2 g de suelo utilizando PowerSoil® DNA Isolation kit (Mo Bio Laboratories Inc.) de acuerdo con el protocolo definido por el proveedor. La calidad del DNA extraído se verificó mediante electroforesis en gel de agarosa (2100 Bioanalyzer, Agilent) y se cuantificó mediante fluorescencia (Qubit, Thermo Fisher Scientific). Para la determinación de la composición de las comunidades procariotas y eucariotas se amplificaron la región V4-V5 para los genes 16S rRNA y la región ITS para los genes 18S rRNA. La secuenciación de los fragmentos se realizó en un aparato Illumina HiSeq2000, estableciendo una rarefacción de 118.000 lecturas/g; las lecturas fueron asignadas a géneros (en el caso del 16S rRNA) y a niveles superiores (i.e. filo) en el caso del 18S rRNA, mediante el software QIIME, estableciendo un nivel de similitud del 97% en las secuencias.

Los datos de abundancia de aquellos taxones con una abundancia relativa superior al 5%, se analizaron mediante un Modelo Lineal General utilizando el programa SPSS v.21 y utilizando como factores fijos: tratamiento y profundidad e introduciendo la replicación como factor aleatorio. Posteriormente, con dichos datos de abundancia relativa de los diferentes taxones, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) y un análisis discriminante (RDA) utilizando el

programa Canoco v4.5. La significación estadística se realizó mediante la prueba de Monte Carlo con 500 permutaciones.

3. Resultados y Discusión

Los resultados de abundancia relativa de grupos microbianos se recogen en la Figura 1, donde se observa que dentro de los procariotas, existe una gran diversidad de géneros, si bien las especies representadas (Abundancia relativa superior al 5%) no alcanzan el 40% del total de especies identificadas. En este caso, la aplicación de la suspensión de microalgas produce un notable aumento de la abundancia relativa de especies del filo Cyanobacteria pertenecientes a los géneros *Leptolyngbya* y *Cyanobium*, las cuales presentan diferencias significativas con respecto al tratamiento y la profundidad del suelo (Tabla 1), mostrando una mayor abundancia en la fracción de suelo superficial.

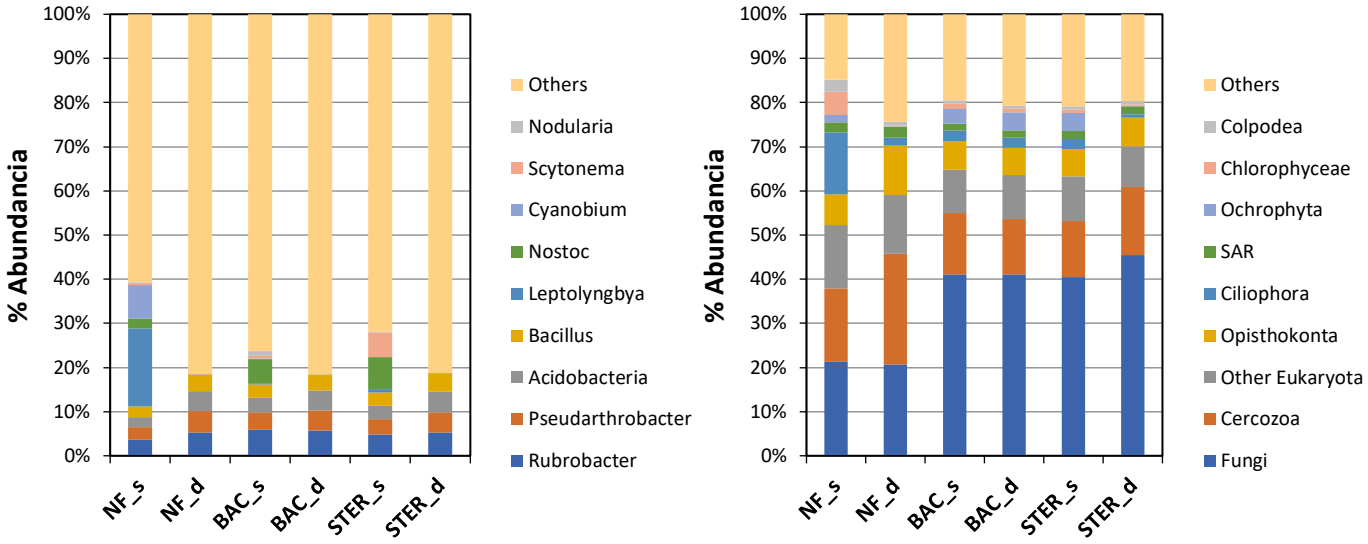


Figura 1. Abundancia de los grupos taxonómicos más representativos del análisis metagenómico realizado sobre las comunidades de procariotas y eucariotas (SAR, Stramenopiles, Alveolata y Rhizaria).

Tabla 1. Estadístico del test de la *F* para el Modelo Linear General aplicado a los valores de Abundancia de los diferentes taxones (ns, no significativo, ****p*-valor<0,001, ***p*-valor<0,01, **p*-valor<0,05).

Taxones 16S	Trat.	Prof.	Trat *x* Prof
Rubrobacter	20,612***	8,777*	10,736**
Pseudarthrobacter	3,545 ns	57,064***	15,881***
Acidobacteria	6,670*	138,695***	8,174**
Bacillus	13,868**	33,174**	2,449 ns
Leptolyngbya	92,457***	125,921***	91,203***
Nostoc	3,557 ns	42,787**	3,480 ns
Cyanobium	44,968***	45,350**	42,597***
Scytonema	0,881 ns	1,494 ns	0,879 ns
Nodularia	1,167 ns	1,422 ns	1,171 ns

Taxones 18S	Trat.	Prof.	Trat *x* Prof
Fungi	22,799***	1,682 ns	1,616 ns
Cercozoa	15,789**	63,193***	12,499**
Otros Eukaryota	6,771*	1,459 ns	0,333 ns
Opisthokonta	4,977*	22,626**	17,965**
Ciliophora	45,993***	55,580***	25,898***
SAR	1,508 ns	0,182 ns	0,145 ns
Ochrophyta	1,727 ns	87,695***	1,898 ns
Chlorophyceae	1,252 ns	4,759 ns	1,613 ns
Colpodea	34,003***	34,151**	55,196***

En el caso de eucariotas, se observa un descenso de la predominancia de hongos en aquellas muestras NF, tanto en la fracción superficial como profunda. Además, cabe señalar la mayor presencia del género *Chlorophyceae* en las muestras NF superficial, como consecuencia del tratamiento.

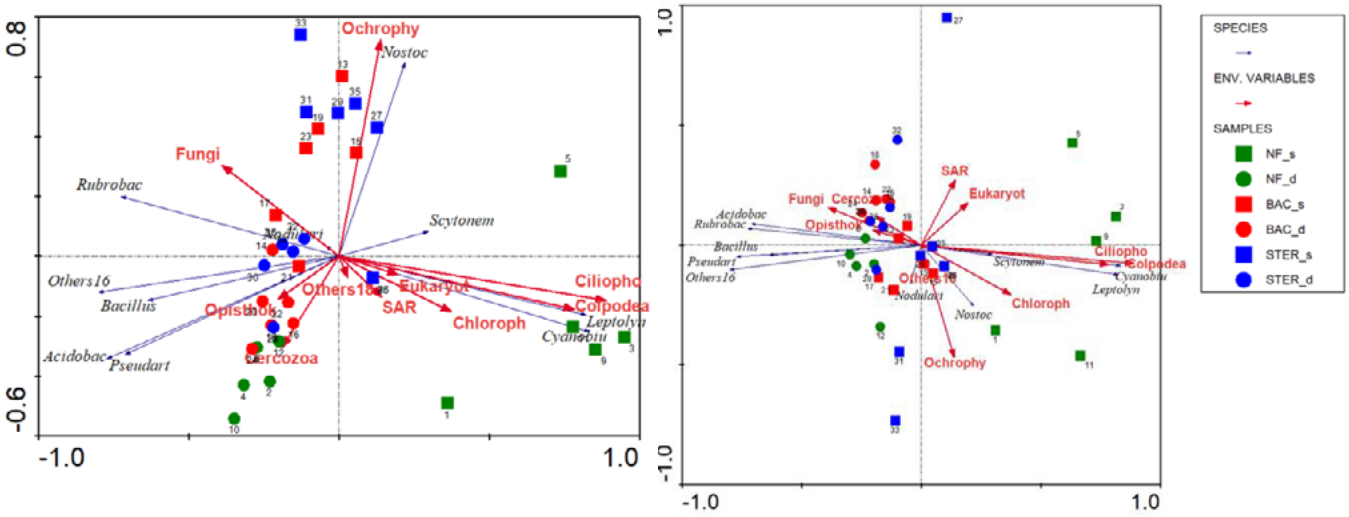


Figura 2. Análisis de correspondencias (RDA) de la microbiota del suelo tras la aplicación de las suspensiones de microalgas utilizando las especies eucariotas como variables ambientales (Izq., ejes 1 y 2, Der., ejes 1 y 3).

Un posterior análisis discriminante (RDA) realizado utilizado como variables ambientales los componente 18S y como especies el 16S muestra una separación efectiva de las muestras superficiales, especialmente en el tratamiento NF, estando dominadas por los taxones *Ciliophora*, *Colpodea* y *Chlorophyceae*, en estrecha correlación con especies de cianobacterias de los géneros *Cyanobium* y *Leptolyngbyaceae*.

4. Conclusiones

- La aplicación de suspensiones de microalgas modifica notablemente la microbiota del suelo estableciendo una mayor predominancia no sólo de microflora autótrofa, sino que también estimulando los géneros asociados al filo Cyanobacteria, con capacidad de fijación de N.
- La fertilización con microalgas supone un enriquecimiento en la capacidad de incrementar los contenidos de C y N en la superficie del suelo, lo que favorecerá la formación de biocostras con un efecto en la estabilización del suelo.

5. Bibliografía

Leloup M., Nicolau R., Pallier V., Yéprémian C., Feuillade-Cathalifaud G., 2013. Organic matter produced by algae and cyanobacteria: quantitative and qualitative characterization. *J. Environ. Sci.* 25, 1089-1097.

Chialese P., Corrado G., Colla G., Kyriacou M.C., Rouphael Y., 2018. Renewable Sources of Plant Biostimulation: Microalgae as a Sustainable Means to Improve Crop Performance. *Front. Plant Sci.* 9, 1782.

Marks E.A.N., Miñón J., Pascual A., Montero O., Navas L.M., Rad C., 2017. Application of a microalgal slurry to soil stimulates heterotrophic activity and promotes bacterial growth. *Sci. Total Environ.* 605-606, 610-617.

Marks E.A.N., Montero O., Rad C., 2019. The biostimulating effects of viable microalgal cells applied to a calcareous soil: Increases in bacterial biomass, phosphorus scavenging, and precipitation of carbonates. *Sci. Total Environ*. 692, 784-790.

Ronga, D., Biazzi, E., Parati, K., Carminati, D., Carminati, E., & Tava, A. (2019). Microalgal biostimulants and biofertilisers in crop productions. *Agronomy* 9 192.

Renuka N., Guldhe A., Prasanna R., Singh P., Bux F., 2018. Microalgae as multi-functional options in modern agriculture: current trends, prospects and challenges. *Biotechnol. Adv.* 36, 1255-1273.

6. Agradecimientos. Este trabajo ha sido financiado por el proyecto LIFE+Integral Carbon (LIFE13/ENV/ES/001521).

VENTAJAS E INCONVENIENTES DEL USO DE FLUORESCENCIA PORTÁTIL DE RX PARA EL ANÁLISIS DE ENMIENDAS ORGÁNICAS

Rafael López Núñez[1]

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC-IRNAS), Avda. Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla; rafael.lopez@csic.es

Resumen: Se muestran los estudios en los que se ha aplicado la fluorescencia portátil de RX (pFRX) para la determinación del contenido elemental en enmiendas orgánicas. A pesar de la rapidez y facilidad de la técnica, y de la existencia de un procedimiento estandarizado de medida con instrumentos pFRX (EN 16424:2014, Caracterización de residuos. Métodos de detección de la composición elemental mediante equipos portátiles de fluorescencia de rayos X) su uso para el análisis de residuos orgánicos ha sido escaso. Ante la falta de estudios que se hayan realizado en enmiendas orgánicas se discuten las características de las muestras orgánicas que pueden ocasionar desviaciones en los resultados obtenidos mediante pFRX a la luz de estudios realizados en suelos orgánicos. Tanto la materia orgánica como el contenido de humedad producen efectos significativos de atenuación/dispersión de la radiación fluorescente. Ambos componentes, materia orgánica y humedad, afectan de forma diferencial en función del elemento de interés. Se analizan las opciones posibles para hacer frente a las desviaciones producidas por ambos componentes (materia orgánica y humedad) en matrices de enmiendas orgánicas. Se discute la aplicabilidad de la técnica para la determinación de metales pesados comparando los límites de detección habituales de la técnica y los valores límites establecidos en la legislación.

Palabras clave: pXRF, compost, metales pesados, elementos traza.

1. Introducción

El cumplimiento de los requisitos de gestión de residuos requiere la caracterización de los mismos, y para ello son esenciales los procedimientos analíticos más rápidos posibles. Las normas legales que favorecen el reciclaje de la materia orgánica y los nutrientes contenidos en los residuos orgánicos establecen criterios de mínimo para la calidad agronómica de los residuos orgánicos (lodos de depuradora, estiércoles, biorresiduos) y sus productos derivados (compost, sustratos, enmiendas y fertilizantes orgánicos) con objeto de mantener un alto estándar de calidad ambiental. Estas normas persiguen la ausencia de elementos y sustancias potencialmente contaminantes entre los que se encuentran los metales pesados y fijan también contenidos mínimos de nutrientes en los productos fertilizantes obtenidos.

En los últimos años, la espectrometría FRX portátil (pFRX) ha experimentado mejoras tecnológicas significativas y se aplica en una amplia gama de estudios. La técnica se está aplicando en campos como la arqueología, minería y geología, medio ambiente y para el análisis elemental de diversos materiales (aleaciones, rocas, suelos y sedimentos, entre otros) (Laperche and Lemière, 2021; Vanhoof y col., 2021). La técnica pFRX tiene varias ventajas importantes sobre las técnicas convencionales de laboratorio:

- Es muy rápida y permite obtener resultados en minutos;
- La preparación previa a la muestra se puede reducir significativamente: aunque puede ser conveniente realizar el secado y molienda de la muestra, se evitan las laboriosas digestiones;
- Apenas se generan residuos de laboratorio (se evitan especialmente las soluciones de digestión ácida), lo que la convierte en una técnica de laboratorio "verde";
- Utilizada en el laboratorio, el espacio requerido es mucho menor que el requerido por otras técnicas convencionales (Figura 1);
- Bajo la supervisión adecuada, el personal que realiza las mediciones no requiere capacitación avanzada en técnicas analíticas;
- El precio del equipo es inferior al de las técnicas convencionales, lo que, unido a su mayor velocidad, abarata los costes unitarios de análisis;

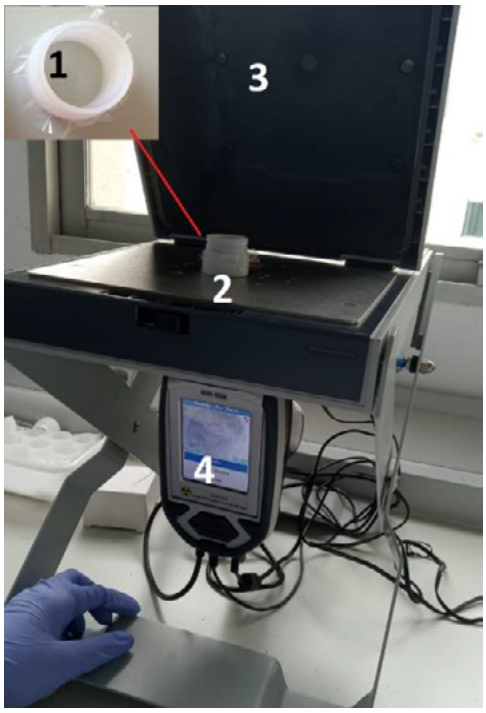


Figura 1. Muestra en contenedor de medida con film de polietileno (1) colocada en ventana (2) de caja de protección (3) con el instrumento portátil (4).

• Puede ser utilizado en campo, al menos cualitativamente: permite la verificación y la toma de decisiones in situ o una selección de las muestras más adecuadas para un estudio más amplio.

En este trabajo se comentarán los estudios publicados en que esta técnica se ha usado para la caracterización de enmiendas orgánicas, realizando una evaluación crítica de los resultados obtenidos especialmente en lo que se refiere a posibles interferencias en las medidas. Este trabajo es un resumen del artículo de revisión de López-Núñez (2022).

2. Material y Métodos

Se realizaron búsquedas sistemáticas en las bases de datos electrónicas Scopus y Web of Science hasta el 19 de abril de 2022 y hasta el 22 de abril de 2022, respectivamente.

En SCOPUS se usó la búsqueda (portátil O "de mano" O de mano) Y (xrf O pxrf O "fluorescencia de rayos X" O "fluorescencia de rayos x") Y (compost O "residuos orgánicos" O "residuos orgánicos" O estiércol O lodo)) en el título, resumen y palabras clave. En WOS se usó la búsqueda (((TODOS=(portátil O pxrf O "de mano" O de mano))) Y TODOS=((xrf O xrf O "fluorescencia de rayos X" O "fluorescencia de rayos X"))) Y TODOS =((compost OR "residuos orgánicos" OR "residuos orgánicos" OR estiércol OR lodo OR biosólido)).

3. Resultados y Discusión

3.1. Límites de cuantificación

En los trabajos de Horf y col. (2021), McWhirt y col. (2012), Ravansari and Lemke (2018) y Shand and Wendler (2014) se dan valores de límite de detección (LD) o límite de cuantificación (LC). El LC es la concentración o cantidad por debajo de la cual el método analítico no puede operar con una precisión aceptable y se calcula como LC = 3,3 LD. En la Tabla 1 se recoge un resumen de estos resultados, así como los valores propios obtenidos en un conjunto de muestras de enmiendas orgánicas y los valores del fabricante del instrumento utilizado. A efectos comparativos se muestran los criterios de la etiqueta ecológica para metales pesados (EU (European Union), 2015) que son los valores más restrictivos que podemos encontrar en la legislación europea para los diferentes productos orgánicos (compost y fertilizantes orgánicos, lodos de depuradora).

Como se ve en la Tabla 1, los LC para Cd y Hg están muy por encima del límite legal inferior correspondiente, lo que invalida el uso de pFRX para la medida de estos elementos. Para Cr y Ni, los LOC fueron similares al valor máximo del rango bibliográfico, lo que permitiría aplicar la técnica a todos los tipos de enmiendas. Para Cu, Pb y Zn, los LC fueron inferiores al límite legal, lo que indica que estos elementos podrían determinarse con precisión en las enmiendas. Cabe señalar que para Cu, Cr y Ni, nuestros resultados en muestras de enmiendas orgánicas llevaron a LC más altos que los datos extraídos de la bibliografía, lo que podría indicar un efecto de interferencia más intenso de la materia orgánica dependiendo de las condiciones de medición. (en nuestro caso el método Soil, con un equipo Niton XL3t 950s GOLDD+, Thermo Scientific, Billerica, MA, USA). Los LOC de pFRX o sus respectivos LD son

más pobres que los de los instrumentos XRF basados en laboratorios grandes o las técnicas relacionadas con ICP.

3.2. Determinación del contenido elemental

Además de los estudios anteriores (algunos de) los siguientes elementos: As, Ba, Co, Ca, Cl, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Ni, P, Rb, Pb, S, Se, Si, Sr , Ti, V, Zn, y Zr, han sido determinados con pFRX por Weindorf y col. (2008) en compost, Healy y col. (2016) en lodos de depuradora, Tighe and Forster (2014) en hojarasca, Havukainen y col. (2019) en varios tipos de residuos, Thomas y col. (2019) en enmiendas orgánicas, López-Núñez y col. (2019) en compost, Sapkota y col. (2020) en estiércoles.

La mayoría de los estudios anteriores realizaron una comparación entre los valores medidos por pFRX y otro procedimiento analítico de referencia, usualmente digestión ácida, con o sin uso de ácido fluorhídrico, seguida por ICP-OES, ICP-MS o AAS. Aunque los resultados para los elementos indicados mostraron correlaciones generalmente con r>0.9, que indican que la cuantificación es posible, las pendientes en muchas ocasiones difirieron de la unidad. La discrepancia entre los resultados podría atribuirse a la incompleta digestión de la muestra cuando no se usó acido fluorhídrico.

Mediante aproximaciones quimiométricas algunos autores han determinado otras propiedades de las enmiendas orgánicas: López-Núñez y col. (2020) determinaron elementos por debajo del LD; Weindorf y col. (2018) y Li y col. (2018) determinaron la conductividad eléctrica y la capacidad de intercambio catiónico respectivamente. Towett y col. (2020) determinaron C, N y diversos elementos combinando con datos de DRIFT-MIR.

Tabla 1. Límites de cuantificación (LC, mg kg^{-1}) de elementos en enmiendas orgánicas.

	Ecoetiqueta[1]	**REF**[2]	**OA**[3]	**Ins**[4]
As	--	3-21	23	21
Cd	1	18-24	39	36
Cr	100	8-66	135	90
Cu	100	15-39	98	45
Hg	1	--	34	27
Ni	50	10-60	116	90
Pb	100	6-45	27	24
Zn	300	5-30	82	36
Mn	--	9-33	280	195
Fe	--	15-1500	1180	--
K	--	90-1100	1260	--
P	--	150-2100	1390[5]	900[5]

[1]Valor mínimo en la normativa de la UE correspondiente a la ecoetiqueta. [2] Intervalo de valores dados en las referencias bibliográficas. [3] Valores medios obtenidos por el autor en enmiendas orgánicas. [4] Límites de detección óptimos proporcionados por un fabricante utilizando el modo precalibrado de de análisis de suelo y un material de referencia certificado o [5] usando el modo precalibrado Minería.

3.3. Efecto de la materia orgánica y del contenido de humedad

Es conocido que la materia orgánica y la humedad producen un efecto de atenuación y dispersión de las señales de fluorescencia de RX. Sin embargo estos efectos son poco conocidos y en el caso de enmiendas orgánicas el efecto de la materia orgánica no ha sido estudiado. Únicamente se han realizado estudios de este efecto en suelos con diferente contenido orgánico. En general, se produce una atenuación de la señal con el aumento de la fracción de materia orgánica de la muestra, aunque las desviaciones dependen de cada elemento, siendo mayor para los elementos más ligeros como Si y Al. El efecto de la humedad ha sido estudiado por Havukainen y col. (2019), McWhirt y col. (2012) y Sapkota y col. (2020). En general la humedad disminuyó la señal aunque el efecto resultó dependiente del elemento.

4. Conclusiones

La fluorescencia portátil de RX presenta ventajas y posibilidades para el análisis de enmiendas orgánicas pero es necesario desarrollar métodos específicos de medida en estas matrices y un mayor conocimiento de los efectos del contenido de la materia orgánica y la humedad.

5. Bibliografía

EU (European Union), 2015. Commission Decision (EU) 2015/2099 of 18 November 2015 establishing the ecological criteria for the award of the EU Ecolabel for growing media, soil improvers and mulch (notified under document C(2015) 7891) (Text with EEA relevance).

Havukainen, J., Hiltunen, J., Puro, L., Horttanainen, M., 2019. Applicability of a field portable X-ray fluorescence for analyzing elemental concentration of waste samples. *Waste Manag.* 83, 6–13.

Healy, M.G., Fenton, O., Forrestal, P.J., Danaher, M., Brennan, R.B., Morrison, L., 2016. Metal concentrations in lime stabilised, thermally dried and anaerobically digested sewage sludges. *Waste Manag*. 48, 404–408.

Horf, M., Gebbers, R., Vogel, S., Ostermann, M., Piepel, M.-F., Olfs, H.-W., 2021. Determination of Nutrients in Liquid Manures and Biogas Digestates by Portable Energy-Dispersive X-ray Fluorescence Spectrometry. *Sensors* 21.

Laperche, V., Lemière, B., 2021. Possible Pitfalls in the Analysis of Minerals and Loose Materials by Portable XRF, and How to Overcome Them. *Minerals* 11.

Li, B., Chakraborty, S., Sosa, M.F.G., Kusi, N.Y.O., Weindorf, D.C., 2018. Compost Cation Exchange Capacity via Portable X-Ray Fluorescence (PXRF) Spectrometry. *Compost Sci. Util.* 26, 271–278.

López-Núñez, R., 2022. Portable X-Ray Fluorescence Analysis of Organic Amendments: a review. *Appl. Sci.* 12, 6944. https://doi.org/10.3390/app12146944

López-Núñez, R., Ajmal-Poley, F., Burgos-Doménech, P., 2020. Prediction of As, Cd, Cr, Hg, Ni, and Se Concentrations in Organic Amendments Using Portable X-ray Fluorescence and Multivariate Modeling. *Appl. Sci*. 10, 5726

López-Núñez, R., Ajmal-Poley, F., González-Pérez, J.A., Bello-López, M.A., Burgos-Doménech, P., 2019. Quick Analysis of Organic Amendments via Portable X-ray Fluorescence Spectrometry. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16, 4317.

McWhirt, A., Weindorf, D.C., Zhu, Y., 2012. Rapid analysis of elemental concentrations in compost via portable x-ray fluorescence spectrometry. *Compost Sci. Util*. 20, 185–193.

Ravansari, R., Lemke, L.D., 2018. Portable X-ray fluorescence trace metal measurement in organic rich soils: pXRF response as a function of organic matter fraction. *Geoderma* 319, 175–184.

Sapkota, Y., Drake, B.L., McDonald, L.M., Griggs, T.C., Basden, T.J., 2020. Elemental composition and moisture prediction in manure by portable X-ray fluorescence spectroscopy using random forest regression. *J. Environ. Qual*. 49, 472–482.

Shand, C.A., Wendler, R., 2014. Portable X-ray fluorescence analysis of mineral and organic soils and the influence of organic matter. *J. Geochemical Explor*. 143, 31–42.

Thomas, C.L., Acquah, G.E., Whitmore, A.P., McGrath, S.P., Haefele, S.M., 2019. The effect of different organic fertilizers on yield and soil and crop nutrient concentrations. *Agronomy* 9.

Tighe, M., Forster, N., 2014. Rapid, Nondestructive Elemental Analysis of Tree and Shrub Litter. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 45, 53–60.

Towett, E.K., Drake, L.B., Acquah, G.E., Haefele, S.M., McGrath, S.P., Shepherd, K.D., 2020. Comprehensive nutrient analysis in agricultural organic amendments through non-destructive assays using machine learning. *PLoS One* 15, 1–17.

Vanhoof, C., Bacon, J.R., Fittschen, U.E.A., Vincze, L., 2021. Atomic spectrometry update-a review of advances in X-ray fluorescence spectrometry and its special applications. *J. Anal. At. Spectrom*. 36, 1797–1812.

Weindorf, D.C., Chakraborty, S., Li, B., Deb, S., Singh, A., Kusi, N.Y., 2018. Compost salinity assessment via portable X-ray fluorescence (PXRF) spectrometry. *Waste Manag.* 78, 158–163.

Weindorf, D.C., Sarkar, R., Dia, M., Wang, H., Chang, Q., Haggard, B., McWhirt, A., Wooten, A., 2008. Correlation of X-ray Fluorescence Spectrometry And Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy for Elemental Determination In Composted Products. *Compost Sci. Util.* 16, 79–82.

VALIDACIÓN DE LA HIGIENIZACIÓN DURANTE EL COMPOSTAJE DEL ALGA *RUGULOPTERYX OKAMURAE*

Juan A. López-González[1], Pilar Ruiz Martos[1], Macarena M. Jurado[1], María Luz Segura[2], Ana Toribio[1], María R. Martínez-Gallardo[1], María J. Estrella-González[1], Francisca Suárez-Estrella[1], María J. López[1].

[1]Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAIMBITAL
E04120, Almería, España; lgj132@ual.es
[2]Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica. Centro IFAPA La Mojonera.
E04745. La Mojonera, Almería, España

Resumen: La proliferación sin freno del alga *Rugulopteryx okamurae* en las costas andaluzas está afectando a la biodiversidad marina, así como, dañando a los sectores pesqueros y turísticos de la región. Por tanto, surge una imperiosa necesidad de buscar soluciones para paliar el problema. En este sentido, el compostaje se postula como una alternativa agronómica adecuada para la gestión de arribazones del alga en la costa, de forma que se pueda abordar la problemática de una manera sostenible. Para validar el proceso, es necesario garantizar la bioseguridad de los compost que se generan en estos procesos. Por lo tanto, en este trabajo se investigó la presencia de microorganismos indicadores de contaminación fecal a lo largo del proceso de co-compostaje de *R. okamurae* junto con residuos vegetales generados en la agricultura intensiva. Concretamente se cuantificaron bioindicadores del grupo de coliformes y enterococos fecales, clostridios sulfito-reductores y se realizó la detección de los géneros de *Salmonella* y *Listeria*. Pese a la dificultad innata que presenta el alga para ser compostada, el co-compostaje del alga de forma conjunta con estructurantes vegetales posibilita el uso ulterior de los compost generados. De hecho, el buen perfil térmico generado en estos procesos se correlacionó con un descenso claro en los niveles de contaminación fecal de los residuos de partida. Los compost se ajustaron a lo exigido por la legislación actual. Por lo tanto, se demostró una higienización eficaz del material, así como la producción de un sustrato final con potenciales capacidades para su empleo en agricultura.

Palabras clave: especie invasora, valorización agronómica, costa andaluza, contaminación fecal.

1. Introducción

En el año 2015 comenzaron a avistarse los primeros signos de invasión sobre las costas andaluzas del alga *Rugulopteryx okamurae*. La entrada de esta especie invasora genera una pérdida clara de biodiversidad, ya que impide que se puedan establecer en los sustratos marinos otras especies. Salvo algunas pocas macroalgas, que también son consideradas como invasoras (Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, 2020), el resto de especies ve mermada de forma considerable su presencia en las aguas del estrecho. Frente a esta situación, se están desarrollando diversos proyectos que gestionen el alga de forma adecuada. Dentro de estos proyectos cabe citar, la posibilidad de compostar el material de arribazón de manera que se convierta en una enmienda orgánica para un uso sostenible. Debido a la naturaleza de la propia alga, para ser compostada de forma correcta, es imprescindible el uso de agentes acondicionadores que ajusten la mezcla de compostaje. La idea del presente proyecto es emplear residuos vegetales procedentes del sector agrícola andaluz como estructurantes, para posibilitar el compostaje del alga. El desarrollo de un perfil térmico adecuado en las pilas se manifiesta generando procesos de compostaje en los que es observable la higienización de los biomateriales de partida (Siles-Castellano y col. 2021). Por lo tanto, el objetivo del trabajo fue el de estudiar el grado de higienización de las pilas de compostaje compuestas por alga invasora y distintos agentes acondicionadores.

2. Material y Métodos

Los biomateriales del experimento se obtuvieron de 4 pilas elaboradas en la planta de compostaje en el Centro de Investigación y Formación Agraria (IFAPA), La Cañada de San Urbano, Almería. La composición de cada una de las pilas se recoge en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Información de cada una de las pilas de compostaje evaluadas en el ensayo.

Código pila	Mezcla para compostaje	C/N
AFHJ	15% Alga invasora + 15% fruto postcosecha + 30% plantas y hojas de hortícolas + 40% poda de jardinería	28
FJH	20% Fruto postcosecha + 40% plantas y hojas de hortícolas + 40% poda de jardinería	29
AJ	35% Alga invasora + 65% poda de jardinería	33
AFJ	30% Alga invasora + 20% fruto de postcosecha + 50% poda de jardinería	30

A lo largo del proceso se realizaron un total de 4 muestreos (Materias Primas MPR, Fase Termófila TER, Fase de Enfriamiento ENF, Producto Final PRF), de cada una de las pilas de compostaje. Sobre estos biomateriales se evaluaron parámetros relacionados con la contaminación fecal (López-González y col. 2021). Concretamente, se establecieron recuentos del grupo de coliformes, de enterococos fecales y clostridios sulfito-reductores. Los enterococos se evaluaron en caldo Rothe y posteriormente se confirmaron mediante tinción de Gram. Los coliformes se midieron en caldo lactosado con púrpura de bromocresol y campana de Durham (48 h a 37 °C para totales y 44,5 °C para fecales). Los clostridios sulfito reductores se cuantificaron mediante siembra en condiciones de anaerobiosis estricta en medio SPS. De forma adicional, se evaluó la presencia de *Salmonella* y *Listeria monocytogenes.* Para ello, se realizó una incubación del compost en agua de peptona tamponada como pre-enriquecimiento (24 h a 37 °C). Posteriormente, se sembraron en medio de enriquecimiento (caldo selenito cistina para *Salmonella* y caldo Fraser para *Listeria*). Tras el enriquecimiento se realizaron aislamientos en medio selectivo (Agar Hektoen para *Salmonella* y Agar Palcam para *Listeria*). Las colonias sospechosas de *Salmonella* fueron confirmadas en Agar Kligler y API 20E (Biomerieux, France). En cambio, las sospechosas de *Listeria* se confirmaron mediante tinción de Gram y API test 07887Q (Biomerieux, France). Todos los ensayos se efectuaron por triplicado. El análisis estadístico de los resultados obtenidos se llevó a cabo mediante un análisis multifactorial de la varianza (ANOVA). Tanto los análisis de Mínima Diferencia Significativa (LSD) como los diagramas de dispersión de los datos se realizaron teniendo en cuenta un nivel de confianza del 95%.

3. Resultados y Discusión

De acuerdo con las exigencias dispuestas en la Comisión Europea (2016), los compost finales no pueden exceder en 1000 UFC/g (Log (UFC/g) <3) el contenido en coliformes fecales o enterococos fecales, ni detectar la presencia de *Salmonella* en 25 g de producto final. Los recuentos obtenidos en el presente ensayo quedan recogidos en **Figura 1**, así como el estudio estadístico que reflejó el comportamiento higienizante del compostaje.

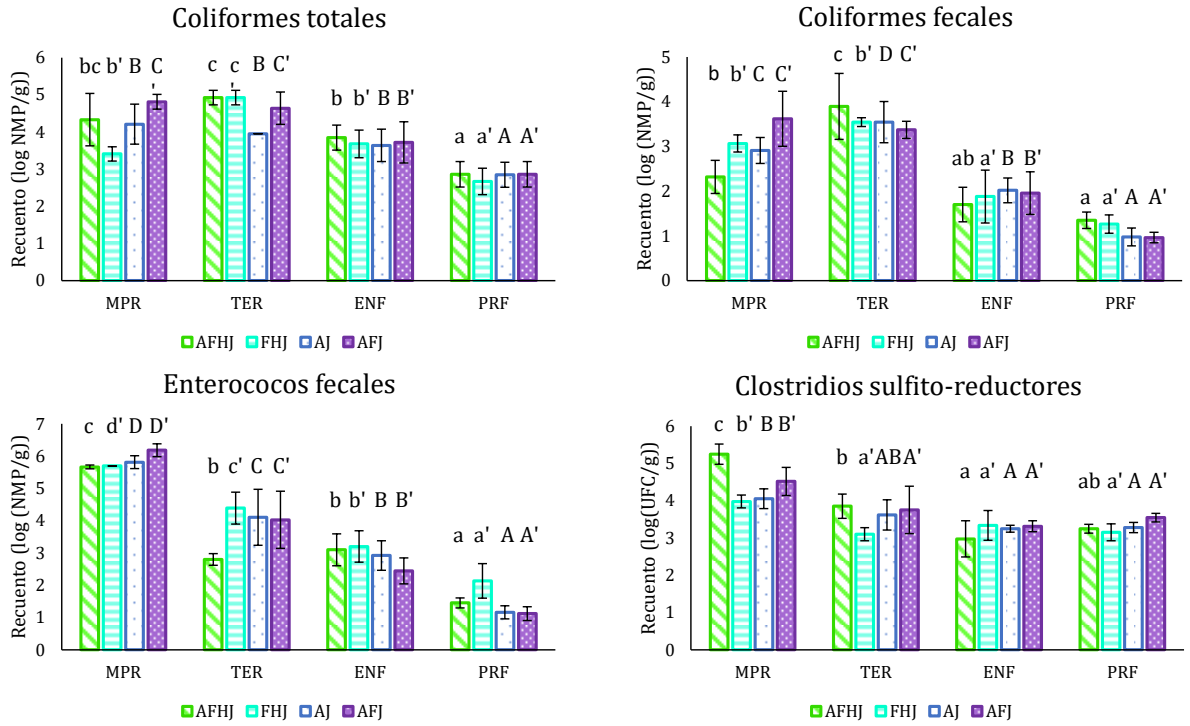


Figura 1. Recuento del grupo de coliformes, enterococos fecales y clostridios sufito-reductores en las pilas de compostaje (n=3). Además, se muestra el análisis de múltiple comparación (LSD 95%) para el factor muestreo de compost, sobre las barras de error.

Las características intrínsecas del alga invasora, una elevada recalcitrancia en su composición y una relación C/N altamente desfavorable (>8), establece una dificultad añadida para su correcto compostaje (Han y col. 2014). De ahí que el éxito de los experimentos radique en la adecuada selección de agentes acondicionadores que acompañaron al residuo a tratar. En el presente estudio, se utilizaron residuos fácilmente disponibles en el sector agrario andaluz, frutos de rechazo en post cosecha, restos de plantas de hortícolas, así como restos de poda de jardinería. Todos ellos buscaron acondicionar las pilas hasta valores cercanos al rango óptimo de C/N del proceso de compostaje (25-35) (Guilabert y col. 2021). El rango del contenido en alga osciló entre el 15% (mezcla AFHJ) y el 35% (mezcla AJ), adicionalmente se empleó una mezcla referencia carente de alga invasora como control de proceso (mezcla FHJ). En la pila correspondiente a esta última mezcla fue donde se obtuvo el perfil térmico que registró mayores valores de temperatura a lo largo de todo el proceso de compostaje, aunque el resto de pilas, en las que si había presencia del alga invasora, también se registró un perfil térmico correcto para la biotransformación del material residual. De hecho, de acuerdo a nuestros resultados, todas las mezclas planteadas en el ensayo, generaron compost que cumple con las exigencias marcadas en materia de fertilizantes y afines. Esto pone de manifiesto que la concentración del alga invasora no fue un importante obstáculo para que la microbiota residente realizara los cambios pertinentes sobre el residuo. El crecimiento en esta microbiota es la responsable de la subida de temperaturas que se produce en la fase bio-oxidativa del proceso, y que es la directa implicada en las labores de higienización de las pilas de compostaje. En la **Figura 1** se puede observar como los niveles de partida (MPR) de la contaminación fecal, excedieron en todas las situaciones el umbral marcado por la legislación. Este hecho era algo esperable, debido al origen de los residuos usados en el estudio. Posteriormente, el aumento de la temperatura, unido a la biotransformación de la materia residual comenzó a detraer el contenido microbiano, especialmente de los enterococos fecales y los clostridios sulfito-reductores. El nivel de coliformes en la pila, al inicio del proceso se

incrementó, para disminuir de forma acusada una vez alcanzada la fase de enfriamiento del proceso. Este comportamiento también ha sido detectado con anterioridad en pilas de compostaje de lodos de depuradora (López-González y col. 2021). En la misma consonancia con los coliformes actuó el grupo microbiano, *Salmonella*, que se detectó en 3 de las 4 pilas analizadas, de forma intermitente, hasta la fase de maduración del proceso de compostaje, para permanecer ausente de todos los compost generados en el experimento. En cambio, el rastreo de *Listeria monocytogenes* a lo largo del proceso, puso de manifiesto que no existió presencia de este peligroso patógeno microbiano en las pilas de compostaje del ensayo, ni de inicio, ni durante las últimas fases del proceso de compostaje.

4. Conclusiones

Los compost elaborados a partir de co-compostaje de residuos vegetales y alga invasora *Rugulopteryx okamurae* contuvieron unos niveles de contaminación fecal permitidos por la legislación actual, independientemente de las mezclas planteadas en el ensayo. Por lo tanto, los residuos vegetales hortícolas, unidos a los restos poda de jardinería suponen un perfecto complemento para paliar las deficiencias que presenta el alga invasora para ser biotransformada de forma eficaz por la microbiota que participa en el proceso de compostaje.

5. Bibliografía

Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, 2020. Ministerio para la Transición Ecológica. Memoria Técnica Justificativa. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/mtjrugulopteryxokamurae_tcm30-523165.pdf (fecha de consulta 26 de mayo 2022).

Comisión Europea. 2016. ANEXOS de la propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo por el que se establecen disposiciones relativas a la comercialización de los productos fertilizantes con el marcado CE y se modifican los Reglamentos (CE) n.º 1069/2009 y (CE) n.º 1107/2009. https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2016/ES/1-2016-157-ES-F1-1-ANNEX-1.PDF (fecha de consulta 26 de mayo 2022).

Guilabert, F. J., Barber, X., Pérez-Murcia, M. D., Agulló, E., Andreu-Rodríguez, F. J., Moral, R., Bustamante, M. A., 2021. Management of green waste streams from different origins: assessment of different composting scenarios. *Agronomy* 11, 1870.

Han, W., Clarke, W., Pratt, S., 2014. Composting of waste algae: A review. *Waste Manage.* 34, 1148-1155.

López-González, J. A., Estrella-González, M. J., Lerma-Moliz, R., Jurado, M. M., Suárez-Estrella, F., López, M. J., 2021. Industrial composting of sewage sludge: study of the bacteriome, sanitation and antibiotic-resistant strains. *Front. Microbiol.* 12, 784071.

Siles-Castellano, A. B., López-González, J. A., Jurado, M. M., Estrella-González, M. J., Suárez-Estrella, F., M. J., López., 2021. Compost quality and sanitation on industrial scale composting of municipal solid waste and sewage sludge. *Appl. Sci.* 11, 7525.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto “Estudio de caracterización del alga invasora *Rugulopteryx okamurae* y posible valorización de su biomasa en las costas de Andalucía”. Código PP.FEM.DIP2019.001 encuadrado en la Acción Fondo Europeo Marítimo y de Pesca.

APLICACIÓN DE INOCULANTES MICROBIANOS COMO TRATAMIENTO PREVIO AL PROCESO DE COMPOSTAJE PARA PROMOVER LA BIODEGRADABILIDAD DE RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS

Francisca Suárez-Estrella, Jesús Salinas, Juan Antonio López-González, Macarena M. Jurado, Ana J. Toribio, Mª Rosa Martínez-Gallardo, Mª José Estrella González, Milagros Bello, Naia Crespo, María J. López

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAIMBITAL, E04120, Almería, España; fsuarez@ual.es

Resumen: Actualmente, el compostaje se considera una estrategia eficaz de transformación de residuos hortícolas en un producto sostenible de alto valor agronómico. Los microorganismos juegan un papel crucial en este proceso ya que impulsan la degradación de la materia orgánica gracias a su versatilidad enzimática. Sin embargo, la estructura de la lignocelulosa supone un gran reto para la microbiota que habita en una pila de compost. De este modo, el objetivo principal que se planteó en este trabajo fue la aplicación de microorganismos lignocelulolíticos para promover la biodegradabilidad de los residuos lignocelulósicos, como tratamiento previo al proceso de compostaje.

Inicialmente, se seleccionaron 3 cepas de la colección BIO-175 de la Universidad de Almería (*Bacillus safensis, B. licheniformis* y *Fusarium oxysporum)* por su capacidad *in vitro* para degradar lignocelulosa. A continuación, se diseñó un protocolo de aplicación de las cepas seleccionadas sobre residuos vegetales, teniendo en cuenta la dosis y el tiempo de incubación. Además de la aplicación individual de las cepas se optó por la aplicación conjunta de un consorcio microbiano. Por último, se comprobó el efecto de los distintos tratamientos sobre la evolución de la materia orgánica, la relación C/N, el análisis de fibras (lignina) y el consumo de oxígeno (Índice Respirométrico Dinámico: IRD_{24}).

Los resultados relacionados con la tasa de degradación de lignina y el IRD_{24} mostraron una clara influencia del tipo y dosis aplicada de inóculo, así como del tiempo de incubación. Por tanto, este trabajo supone un importante avance biotecnológico, ya que aporta nuevas soluciones para el tratamiento eficaz de residuos lignocelulósicos.

Palabras clave: Bioactivación, compostaje, lignina, microorganismo lignocelulolítico, consorcio microbiano

1. Introducción

El sector agrícola genera enormes cantidades de residuos vegetales en todo el mundo. Actualmente, el compostaje es considerado uno de los tratamientos más efectivos y rentables para gestionar este tipo de residuos y transformarlos en compost, un producto de alto valor añadido (Duque-Acevedo y col., 2020; Barthod y col., 2018). Sin embargo, la dificultad que presenta la fracción lignocelulósica de los restos vegetales para ser degradada por los microorganismos presentes en dichos materiales, afecta negativamente a la eficacia del proceso de compostaje, dando lugar a tiempos de compostaje excesivamente largos, e incluso a productos de mala calidad (Estrella-González y col., 2020). En este trabajo se propone la inoculación de agentes microbianos lignocelulolíticos con el objetivo de activar la biodegradabilidad de los residuos vegetales, como tratamiento previo al proceso de compostaje.

2. Material y Métodos

2.1 Microorganismos y material vegetal

Se utilizaron tres cepas microbianas procedentes de materiales compostados, pertenecientes a la colección del Grupo de Investigación BIO-175 de la Universidad de Almería, e identificadas previamente como *Bacillus safensis*, *Bacillus licheniformis* y *Fusarium oxysporum*.

En lo que se refiere a las materias primas, la empresa “Reciclados Almerienses 2005” proporcionó material vegetal fresco, exento de fruto, cuya composición principal correspondía a restos de tomate. De forma previa a su adecuación, las materias primas mostraron en torno a un 60% de humedad, 80% de materia orgánica, y una relación C/N en torno a 12.

2.2. Diseño Experimental

Se preparó la mezcla de residuos vegetales de forma que tuvieran las condiciones idóneas de tamaño (5 cm) y humedad (50%) de cara a la posterior inoculación. En segundo lugar, se prepararon los cultivos de los inoculantes microbianos, atendiendo a la naturaleza de cada uno. Finalmente, se llevó a cabo el tratamiento de los residuos, con los inóculos a diferentes dosis (Dosis 1: 10^4 y Dosis 2: 10^6 UFC/g de residuos), así como también con un consorcio preparado a partir de las tres cepas. Una vez transcurrido el tiempo de incubación (10 y 45 días), se analizaron aquellos parámetros que permitían evaluar el efecto de la inoculación sobre la biodegradación de la fracción lignocelulósica (materia orgánica, relación C/N, IRD_{24} y tasa de degradación de lignina).

2.3. Parámetros de seguimiento

El porcentaje de humedad se calculó por diferencia de peso antes y después de secar las muestras frescas en un horno Pasteur durante 24 h a 100 °C. Para determinar el contenido de materia orgánica, se pesó 1 g de cada muestra, previamente desecada y molida en un crisol de peso conocido. Las muestras se incineraron durante 3,5 horas en horno mufla a 550 °C. La materia orgánica se calculó en función del porcentaje de muestra perdida a consecuencia de la incineración. El contenido en carbono y nitrógeno se llevó a cabo a partir de material seco y molido, mediante combustión a 950 °C en un analizador de elementales LecoTruSpec (Leco Co., St. Joseph, MI, USA). Una vez obtenidos los resultados de C y N elementales, se calculó la relación C/N. La biodegradabilidad de las muestras se analizó en términos de IRD_{24}, mediante la modificación del método descrito por Ponsá et al. (2010). El consumo de oxígeno se expresó en $gO_2\ Kg^{-1}$ MO h^{-1}. Finalmente, el contenido en lignina de las muestras se determinó mediante un analizador de fibras modelo Ankom, aplicándose el protocolo de hidrólisis descrito por el fabricante (Ankom Technology Corporation). Los resultados se expresaron como Tasa de Biodegradación de lignina (TB), en función de la fórmula descrita por (Wang et al., 2011):

$TB\ (\%) = (m_0\text{-}m_n\ /\ m_0) \times 100,$
donde m_0 es el contenido inicial en lignina (mg g^{-1}) y m_n lo es en la muestra n

Para el análisis estadístico de los resultados se utilizó el programa Statgraphics Centurión 19. Se aplicó un Análisis de la Varianza (ANOVA) multifactorial y posterior comparación mediante un test de rangos múltiples, empleando el test LSD de Fisher (Fisher’s least significant difference) para cada factor a evaluar. En todos los casos se trabajó con 3 réplicas por muestra.

3. Resultados y Discusión

Se comprobó la efectividad de las tres cepas y el consorcio en la activación de la degradabilidad de residuos vegetales mediante el seguimiento de la humedad, la relación C/N, el IRD_{24} y la TB, a diferentes dosis y tiempos de incubación. Los resultados en general fueron muy dependientes del tipo de inóculo y del tiempo de incubación (**Tabla 1**), mientras que la dosis de inóculo solo afectó significativamente a los resultados globales de IRD_{24}, siendo estos superiores cuando se trabajó a dosis más bajas.

La actividad microbiana más o menos intensa de un determinado suelo o sustrato, determina cuan relevantes son los procesos biodegradativos que se suceden en la muestra y, en consecuencia, cuan elevados son los requerimientos de oxígeno y el consumo de tal elemento (Moreno y Mormeneo, 2008). En este trabajo, se observó un pronunciado descenso del IRD_{24} a

lo largo del tiempo de incubación, manifestado principalmente en aquellas muestras inoculadas a Dosis 1 (**Figura 1a**). El efecto fue muy diferente cuando se aplicó la Dosis 2 de inóculo ya que, en este caso, los valores de IRD_{24} en el bloque de muestras inoculadas con el consorcio y con *F. oxysporum* se mantuvieron más elevados en comparación con lo observado en el resto de las muestras (**Figura 1b**).

Tabla 1. Análisis de múltiple comparación (LSD 95%) para los valores de humedad (H), materia orgánica (MO), relación C/N, índice respirométrico dinámico (IRD_{24}) y Tasa de Biodegradación de Lignina (TB) a lo largo del tiempo que duró el ensayo.

Dosis	Humedad (%)	Materia Orgánica (%)	Relación C/N	IRD_{24}	TB
1	44,01 a	49,40 a	7,95 a	0,19 a	24,35 a
2	44,89 a	48,78 a	7,92 a	0,23 b	24,87 a
Tiempo					
0	50,00 c	55,38 c	9,39 c	0,42 c	0,00 c
10	47,84 b	51,27 b	8,03 b	0,19 b	33,01 b
45	35,51 a	40,61 a	6,38 a	0,023 a	40,81 a
Inóculo					
F. oxysporum	43,56 a	48,53 a	8,00 b	0,22 ab	19,94 a
B. licheniformis	43,67 a	48,70 ab	7,92 b	0,17 a	21,66 ab
B. safensis	44,71 a	48,92 ab	8,04 b	0,19 ab	32,43 b
Consorcio	45,13 a	50,30 b	8,03 b	0,24 b	21,12 a
Control	45,18 a	49,00 ab	7,66 a	0,25 b	21,89 a

Valores medios seguidos de letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$)

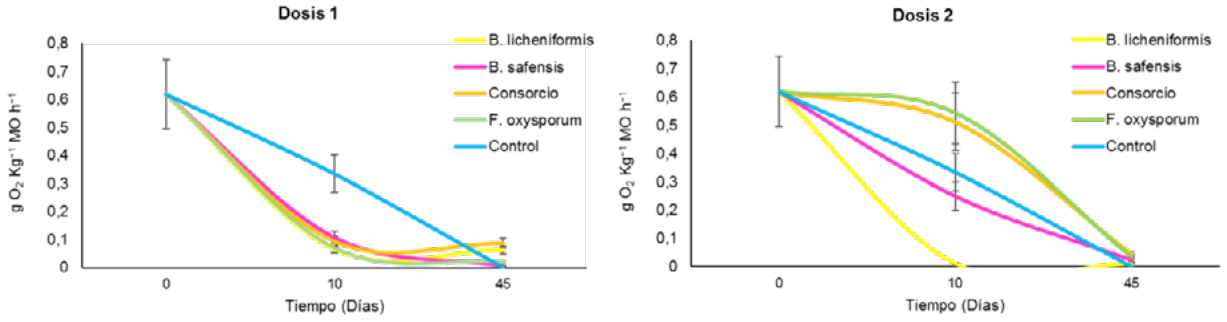


Figura 1. Evolución de los valores de IRD_{24} durante el tiempo de tratamiento a distintas dosis de inóculo. a) Dosis 1 y b) Dosis 2.

A pesar de la complejidad de la lignina, se conocen numerosos microorganismos, muy versátiles desde el punto de vista metabólico, que pueden potenciar la degradación de esta compleja biomolécula, y que se encuentran presentes en los propios restos vegetales (Moreno y Mormeneo, 2008). Los resultados obtenidos revelan un importante efecto de las dos cepas de *Bacillus* en relación con la degradación de la lignina (**Figura 2**), lo cual fue muy llamativo dada la importancia de los hongos como degradadores de lignina y celulosa (Suryadi et al., 2022). Cabe destacar que, recientemente, se han descrito varias cepas bacterianas como potentes agentes microbianos degradadores de lignina (Nurika et al 2022), algunas de ellas identificadas como *Bacillus* spp. Por otra parte, la TB fue también muy dependiente de la dosis del inóculo aplicado, ya que *F. oxysporum* y *B. licheniformis* provocaron una mayor tasa de degradación de la lignina aplicados a Dosis 1, mientras que *B. safensis* y el consorcio lo hicieron a Dosis 2.

4. Conclusiones

A la vista de los resultados mostrados, se puede concluir que la biodegradabilidad de los residuos lignocelulósicos varió en función del inóculo, y la dosis aplicada, siendo el consorcio microbiano la opción más eficaz, ya que provocó un incrementó tanto del IRD_{24}, como de la Tasa

de biodegradación de la lignina. Por tanto, la inoculación de residuos vegetales con microorganismos ligninolíticos se postula como una excelente estrategia para el pretratamiento de residuos vegetales utilizados en compostaje, de cara a la implantación de procesos más eficaces y a la obtención de productos de mayor de calidad.

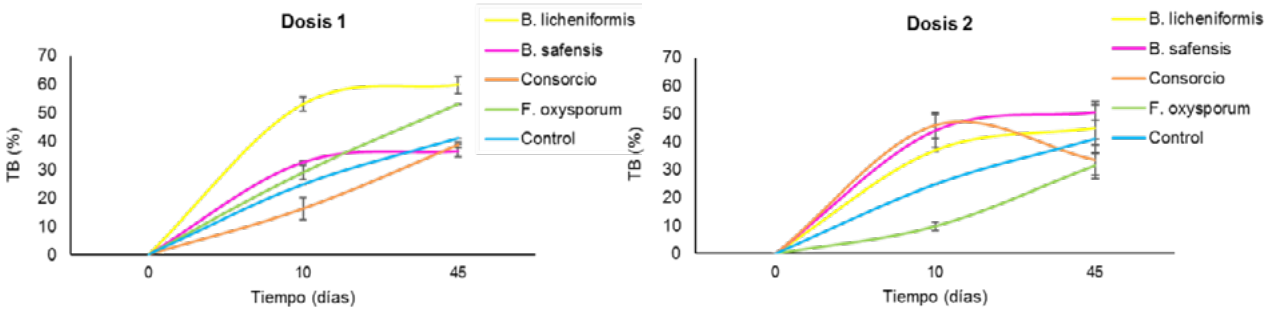


Figura 2. Evolución de los valores de lignina durante el tiempo de tratamiento a distintas dosis de inóculo. a) Dosis 1 y b) Dosis 2.

5. Bibliografía

Barthod J., Rumpel C., Dignac MF., 2018. Composting with additives to improve organic amendments. A review. Agron. Sustain. Dev., 38 (2), 1-23.

Duque-Acevedo M., Belmonte-Ureña LJ., Plaza-Úbeda JA., Camacho-Ferre F., 2020. The management of agricultural waste biomass in the framework of circular economy and bioeconomy: An opportunity for greenhouse agriculture in Southeast Spain. Agronomy, 10 (4), 489.

Estrella-González M.J., Suárez-Estrella F., Jurado M.M., López, M.J., López-González, Siles-Castellano, A.B., Muñoz-Mérida, A. y Moreno J., 2020. Uncovering new indicators to predict stability, maturity and biodiversity of compost on an industrial scale, Bioresour. Technol., 313, 123557.

Jurado M.M, Suárez-Estrella F., López M.J., Vargas-García M.C., López-González J.A., Moreno, J., 2015. Enhanced turnover of organic matter fractions by microbial stimulation during lignocellulosic waste composting. Bioresour. Technol., 186, 15-24.

Moreno J., Mormeneo S., 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En Moreno J., Moral R. (Eds.), Compostaje. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. 111-140.

Nurika I., Shabrina E.N., Azizah N., Suhartini S., Bugg T.D., Barker G.C., 2022. Application of ligninolytic bacteria to the enhancement of lignocellulose breakdown and methane production from oil palm empty fruit bunches (OPEFB). Bioresour. Technol. Rep., 17, 100951

Ponsa S., Gea T., Sanchez A., 2010. Different indices to express biodegradability in organic solid wastes. J. Environment. Qual., 39 (2), 706-712.

Suryadi H., Judono J. J., Putri MR., Eclessia AD., Ulhaq JM., Agustina DN., Sumiati T., 2022. Biodelignification of lignocellulose using ligninolytic enzymes from white-rot fungi. Heliyon, 8 (2), e08865.

Wang H.Y., Fan B.Q., Hu Q.X., Yin Z.W., 2011. Effect of inoculation with *Penicillium expansum* on the microbial community and maturity compost. Bioresour. Technol., 102, 11189-11193

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado gracias al proyecto UAL2020-BIO-B1964 (Programa Operativo FEDER Andalucía 2014-2020, Consejería de Economía, Conocimiento, Empresa y Universidad).

DESARROLLO DE FORMULACIONES MICROBIANAS PARA LA RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON PLÁSTICOS

Víctor Carpena, Macarena M. Jurado, Jesús Salinas, Juan A. López-González, María J. Estrella-González, Ana J. Toribio, María R. Martínez-Gallardo, Francisca Suárez-Estrella, David Ferrer, María J. López

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAMBITAL, E04120, Almería, España. vci176@ual.es

La producción masiva de plásticos derivados del petróleo y la reducida disponibilidad y eficacia de tecnologías para su tratamiento y reciclaje al término de su vida útil, ha ocasionado su acúmulo en el medio natural causando graves desequilibrios en los ecosistemas. Por extensión, los suelos de uso agrícola tampoco han quedado exentos de esta contaminación por plásticos, en este caso, agravada por las prácticas derivadas de la agricultura intensiva. En este trabajo se evaluaron distintos soportes como vehículos de microorganismos degradadores de plásticos para su aplicación en suelos y compost contaminados. Para ello, se emplearon tres tipos de soportes, incluyendo vermicompost, biochar y esferas de alginato, a los que se incorporaron cultivos puros y mixtos de dos cepas bacterianas de los géneros *Bacillus* y *Pseudomonas*, degradadoras de plásticos. Se evaluó el mantenimiento de la viabilidad celular y las actividades enzimáticas relacionadas con la degradación de los plásticos tras el almacenamiento de los soportes inoculados a temperatura ambiente durante 30, 60 y 90 días. Los resultados demostraron que las esferas de alginato permitieron una mayor supervivencia y mantenimiento de las actividades degradativas de las cepas, tanto en consorcio como aisladas; mientras que en vermicompost y biochar existieron importantes variaciones dependiendo de la cepa y el tiempo. Los resultados obtenidos en este estudio sientan las bases de futuros ensayos a escala de campo, y proporcionan nuevas tecnologías para la descontaminación de residuos plásticos en el contexto de la economía circular.

Palabras clave: biorremediación, consorcios, biodegradación, compost, biochar, alginato.

1. Introducción

La falta de tecnologías y de sistemas de gestión eficientes para el tratamiento y revalorización de residuos plásticos, combinado con la alta recalcitrancia de estos materiales, ha propiciado su acumulación en todo tipo de entornos. Los plásticos derivados de las prácticas agrícolas intensivas, así como aquellos procedentes del compostaje inadecuado de residuos vegetales, terminan alcanzado los suelos y acuíferos, ocasionando efectos devastadores en la estructura edáfica y en la productividad de las cosechas (Mbachu y col., 2021). Por todo esto, es necesario encontrar tecnologías que permitan la recuperación de los suelos de una manera ambiental y económicamente sostenible. Los entornos contaminados albergan una enorme diversidad de microorganismos con capacidades demostradas para el tratamiento de contaminantes ambientales. En este contexto, se emplearon microorganismos aislados de muestras ambientales, previamente caracterizados como potenciales degradadores de plásticos (Ortiz, 2021), para la formulación, a través de diferentes soportes, de inoculantes con capacidad para biorremediar suelos agrícolas contaminados con residuos plásticos.

2. Materiales y métodos

2.1 Microrganismos empleados

Los microorganismos empleados en este estudio pertenecen a la colección de cepas del grupo de investigación BIO-175 del Área de Microbiología de la Universidad de Almería. Estos microorganismos fueron *Bacillus RBM2*, procedente de muestras de compost (Jurado y col.,

2014), y *Pseudomonas REBP7,* procedente del enriquecimiento secuencial de muestras ambientales contaminadas con plástico (Segado, 2021).

2.2 Producción de biomasa

Para la obtención de biomasa bacteriana se procedió a la preparación de preinóculos, transfiriendo biomasa de *Bacillus RBM2* y *Pseudomonas REBP7* a tubos de ensayo con 5 mL de caldo nutritivo. Los cultivos se incubaron a 30 ºC, en agitación a 20 rpm, durante 24 h. A continuación, se sembraron en medio general APHA (Panreac) en placas de Petri cuadradas (120 x 15 cm) con ayuda de un hisopo estéril, y se incubaron a 30 ºC durante 24 h. Una vez finalizado el tiempo de incubación, la biomasa bacteriana se recolectó, empleando una espátula de laboratorio, y se transfirió a un contenedor estéril. Por último, se cuantificó la viabilidad celular de la biomasa recolectada tras 24 h de congelación a -20 ºC mediante recuento de colonias en placa (Unidades Formadoras de Colonias – UFC/mL).

2.3 Acondicionamiento e inoculación de soportes

Los soportes estudiados en este trabajo fueron vermicompost, biochar (soportes sólidos) y esferas de alginato. El biochar fue molido (IKA MF 10 basic Microfine grinder drive) hasta alcanzar un tamaño de partícula inferior a 0,3 mm. A continuación, se distribuyeron 30 g de cada tipo de soporte sólido por contenedor (24 contenedores en total) y se autoclavaron durante 20 min a 121 ºC. Cada microorganismo se inoculó a una concentración final de 10^8 UFC/g de soporte. Tres contenedores fueron inoculados con *la cepa REBP7*, otros tres con *RBM2*, un tercer conjunto con el consorcio de ambas cepas y, por último, tres contenedores con soporte y sin inóculo a modo de control. La humedad del vermicompost fue ajustada al 40%, incorporando el inóculo con el volumen de solución salina estéril (NaCl, 0,9% p/v) necesario para alcanzar dicha humedad. En el caso del biochar, el inóculo se incorporó con el doble de volumen de solución salina que de masa de soporte (30 g/contenedor+60 mL solución salina.), con objeto de obtener una consistencia apropiada para el manejo ulterior.

El tercer soporte ensayado fue el alginato sódico, empleado para la elaboración de esferas microbianas. Los microorganismos se encapsularon por separado y en consorcio en una proporción de 1 volumen de cada cepa por 5 volúmenes de alginato al 3% (v/v). Finalmente, las esferas se obtuvieron mezclando la solución de alginato sódico con la suspensión bacteriana, procedente tanto de solución salina como de caldo nutritivo, en $CaCl_2$ al 2% (p/v). De esta manera, se obtuvieron 6 tipos de esferas que contenían: *Bacillus RBM2*, *Pseudomonas REBP7*, y *Bacillus RBM2 con Pseudomonas REBP7,* tanto procedentes de suspensiones realizadas con solución salina como con caldo nutritivo. Las esferas se almacenaron durante un periodo de 3 meses a temperatura ambiente.

2.3 Validación del mantenimiento de viabilidad de los microrganismos en soporte

Para el estudio de los soportes vermicompost y biochar, se llevaron a cabo muestreos a los 15, 30 y 55 días. Se tomaron muestras de 2 g de cada uno de los contenedores y se llevaron a cabo diluciones decimales seriadas y siembras en medio general APHA (Panreac) para cuantificar mediante recuento de colonias en placa, la viabilidad del inóculo (UFC/mL).

Para el estudio del soporte esferas de alginato, se llevaron a cabo muestreos a los 30, 60 y 90 días. Se tomaron 0,1 g de cada bloque de esferas de alginato (equivalente a 6 esferas) y se rompieron mecánicamente con la ayuda de unas pinzas estériles en tubo Eppendorf con 900 µL de solución salina. Finalmente, se llevaron a cabo diluciones decimales seriadas del homogeneizado y se cuantificó la concentración celular mediante recuento en placa (UFC/mL).

2.4 Validación del mantenimiento de actividades enzimáticas

A los 15 y 55 días, se tomó una alícuota de 10 µL de la dilución 10^{-1} obtenida en cada uno de los muestreos procedentes de cada uno de los soportes sólidos estudiados. Con ella, se llevó a cabo una siembra en placa con medios de cultivo específicos para comprobar el mantenimiento de las actividades enzimáticas demostradas por los microorganismos en trabajos previos. Las actividades validadas fueron: lipasa (LIP), cutinasa 1 (CUT 1), cutinasa 2 (CUT 2) (Molitor y col., 2020), lacasa 1 (LAC1), lacasa 2 (LAC2), polifenol oxidasa (PO) (López y col., 2006) y ligninasa (medio RBBR: remazol brilliant blue).

En el caso de las esferas de alginato, la comprobación del mantenimiento de las actividades enzimáticas se llevó a cabo únicamente a los 90 días de almacenamiento. Para ello, las esferas se rompieron mecánicamente, tal y como se describe en el apartado 2.3, y se sembraron 10 µL del homogeneizado en los medios específicos descritos anteriormente.

3. Resultados y discusión

3.1 Estudio del mantenimiento de la viabilidad en soporte

En la Figura 1 se muestra una comparativa entre la viabilidad de *Bacillus RBM2, Pseudomonas REBP7* y ambas cepas en consorcio, en cada uno de los soportes ensayados, con el paso del tiempo. Como se puede observar, *Bacillus RBM2* mantuvo una carga de 10^8 UFC/mL ó UFC/g, en todos los soportes, tanto en consorcio como aislado, excepto en el biochar, donde se percibió un descenso brusco de la viabilidad a los 15 días, recuperándose y estabilizándose a los 30 días. Esto pudo deberse a una necesidad de adaptación al material empleado, biochar, por parte de la cepa *RBM2*, que finalmente acabó creciendo adecuadamente y desarrollando todo el potencial enzimático que le permitió aprovechar los compuestos del medio. Por su parte, *Pseudomonas REBP7* mostró una carga estable de 10^8 UFC/mL ó 10^8 UFC/g en todos los soportes, con el paso del tiempo, tanto aislada como en consorcio, excepto en las esferas de alginato suplementadas con caldo nutritivo, donde mostró un descenso acusado de la carga hasta estabilizarse en 10^4 UFC/mL a los 3 meses de almacenamiento, cuando se encontraba en consorcio con *Bacillus RBM2*.

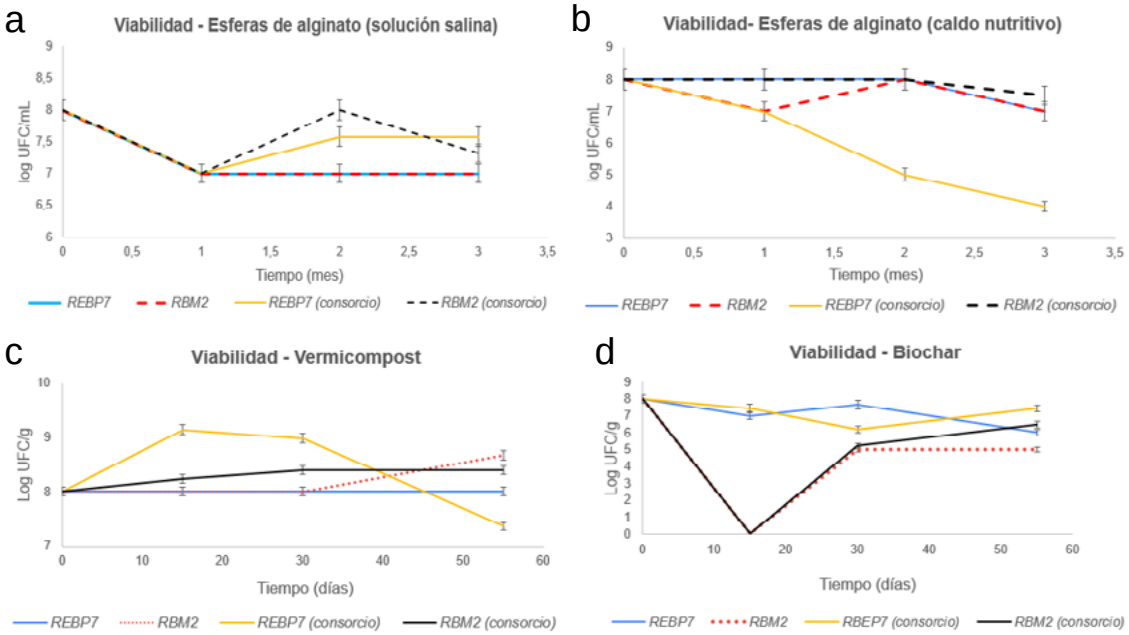


Figura 1. Comparación entre el mantenimiento de la viabilidad de *Bacillus RBM2*, *Pseudomonas REBP7* y el consorcio (*Bacillus RBM2* y *Pseudomonas REBP7*) en esferas de alginato y solución salina (a); esferas de alginato y caldo nutritivo (b); vermicompost (c); y biochar (d).

3.2 Estudio del mantenimiento de la actividad enzimática en soporte

Como se observa en la Tabla 1, *Bacillus RBM2* y *Pseudomonas REBP7* perdieron parte de sus actividades enzimáticas tras 15 días de almacenamiento, tanto en vermicompost como en biochar, tanto inoculadas individualmente como en consorcio. A los 55 días de almacenamiento, se observó la recuperación de gran parte de las actividades, en ambos soportes, cuando los microorganismos fueron inoculados tanto individualmente como en consorcio. En el caso de las esferas de alginato, el consorcio mostró un mantenimiento de las actividades enzimáticas superior al de cada microorganismo por separado, tras 3 meses de almacenamiento. Las actividades teóricas fueron obtenidas a partir de cultivos puros provenientes de medios de cultivo nutricionalmente ricos, respecto a los soportes estudiados. Esto explicaría la pérdida inicial de actividad enzimática por parte de la microbiota procedente de los soportes vehiculares empleados, puesto que se trata de ambientes más inhóspitos y requieren de un periodo de adaptación por parte del microorganismo estudiado.

Tabla 1. Actividades enzimáticas tras conservación en cada soporte.

		RBM2	*REBP7*	Consorcio
Actividad teórica total		5	4	7
Actividad total (alginato,3 meses)		2	2	4
Actividad total vermicompost	15 días	3	2	4
	55 días	4	2	5
Actividad total biochar	15 días	1	1	2
	55 días	5	3	6

4. Conclusiones

A la luz de los resultados obtenidos, el vermicompost y el biochar se postulan como soportes adecuados, en comparación con las esferas de alginato, para el mantenimiento de la viabilidad y de las actividades enzimáticas de los inóculos degradadores de residuos plásticos, poniendo de manifiesto el potencial de dichos soportes para el tratamiento de suelos contaminados mediante bioaumentación con formulaciones microbianas especializadas.

5. Bibliografía

Jurado, M.M., López, M.J., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López-González, J.A., Moreno, M., 2014. Exploiting composting biodiversity: Study of the persistent and biotechnologically relevant microorganisms from lignocellulose-based Composting. Bioresour. Technol., 162, 283-293.

Mbachu, O., Jenkins, G., Kaparaju, P., Pratt, C., 2021. The rise of artificial soil carbon inputs: Reviewing microplastic pollution effects in the soil environment. Sci. Total Environ. 146569.

Molitor R., Bollinger A., Kubicki S., Loeschcke A., Jaeger K.E., Thies, S., 2020. Agar plate-based screening methods for the identification of polyester hydrolysis by Pseudomonas species. Microb. Biotechnol. 13(1), 274-284.

Ortiz, M., 2021. Selección de cepas microbianas para la degradación de plásticos convencionales. Trabajo Fin de Grado. Grado en Biotecnología. Universidad de Almería.

Segado, M., 2021. Desarrollo de consorcios microbianos degradadores de plásticos mediante introducción en microcosmos. Trabajo Fin de Grado. Grado en Biotecnología. Universidad de Almería.

Lopez, M.J., del Carmen Vargas-García M., Suárez-Estrella F., Moreno, J., 2006. Biodelignification and humification of horticultural plant residues by fungi. Int. Biodeterior. Biodegrad. 57(1), 24-30.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Empresa Común de Industrias de Base Biológica en el marco del programa de innovación e investigación de la Unión Europea H2020 RECOVER bajo el acuerdo de financiación nº 887648.

EFECTO DE LA PRESENCIA DE ELEMENTOS TRAZA POTENCIALMENTE TÓXICOS EN LA CAPACIDAD DE GENERACIÓN DE BIOGÁS DE PLANTAS PROCEDENTES DE PROCESOS DE FITOESTABILIZACIÓN

Rafael Clemente, Mª José Álvarez-Robles, Mª Pilar Bernal

Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), CSIC, Campus Universitario de Espinardo, 30100 Murcia, rclemente@cebas.csic.es

Resumen: La presencia de cantidades variables de elementos traza potencialmente tóxicos (ETs) en la biomasa de plantas procedentes de procesos de fitoestabilización de suelos contaminados puede influir en el potencial de generación de biogás de la biomasa de estas plantas. En este trabajo se evaluó el potencial de generación de biogás mediante digestión anaerobia de la biomasa de la especie *Brassica juncea* L. Czern y su riqueza en metano. Las plantas se recogieron en periodo vegetativo (30 % de altura final alcanzada) de un experimento de fitoestabilización de suelos con distinto nivel de concentración de ETs. Las plantas de *B. juncea* crecieron bien, tanto en un suelo agrícola con un contenido elevado de ETs (principalmente Pb), como en un suelo minero con contenidos muy elevados de ETs (principalmente Zn) enmendado con compost. La concentración de los ETs en las plantas reflejó las concentraciones en los suelos, con concentraciones bajas en las procedentes del suelo agrícola y concentraciones elevadas (sobre todo para Zn) en las de suelo minero. La capacidad de generación de biogás se vio ligeramente limitada en la biomasa procedente de suelo minero comparada con la de suelo agrícola (239 vs 283 mL (g SV)$^{-1}$). La riqueza en metano fue también algo más baja en el biogás obtenido con las plantas cultivadas en suelo minero (20 %) que con las de suelo agrícola (26 %). Estos resultados apuntan a un posible uso de esta especie para la generación de biogás mediante digestión anaerobia como método de valorización.

Palabras clave: digestión anaerobia; metano; plomo; zinc; mostaza india.

1. Introducción

La fitorrecuperación de suelos contaminados con elementos traza potencialmente tóxicos (ETs), mediante el uso de enmiendas orgánicas como el compost y plantas capaces de sobrevivir y crecer en estos entornos contaminados mediante distintas estrategias de tolerancia a la contaminación, ha demostrado ser una opción adecuada para la restauración ecológica y el restablecimiento de los servicios ecosistémicos de estas zonas (Clemente y col., 2015). El aprovechamiento y valorización de la biomasa vegetal generada durante estos procesos de recuperación han sido considerados recientemente los elementos clave en las posibilidades de implementación y desarrollo de estas estrategias de forma realista, y económica y medioambientalmente viable (Gomes, 2012). Una de las opciones que más atención ha recibido recientemente es el uso de esta biomasa de planta para la generación de biogás a través de su incorporación a procesos de digestión anaerobia (DA; Grippi y col., 2020). La presencia de ETs en mayor o menor concentración en las plantas procedentes de procesos de fitorrecuperación de suelos afectados por estos contaminantes puede condicionar el desarrollo de los procesos de DA, o incluso limitar la cantidad de biogás generado en durante la DA o su riqueza en metano (CH_4), reduciendo por tanto la calidad de ese biogás (Bernal y col., 2021).

Este trabajo trató por tanto de determinar el posible uso de plantas de una misma especie (*Brassica juncea* L. Cern), cultivadas en suelos contaminados con ETs con niveles muy distintos de contaminación en el marco de un experimento de fitoestabilización, y cosechadas durante su periodo vegetativo (30 % de altura final alcanzada), para la generación de biogás mediante DA. La hipótesis de partida fue que la previsible distinta concentración de ETs en las plantas procedentes de distintos suelos podría influir de distinta manera sobre su potencial uso en DA.

2. Material y Métodos

2.1 Suelos, compost y plantas usados en el experimento

Las plantas utilizadas en este experimento procedían de un experimento de fitorrecuperación ex situ de dos suelos contaminados diferentes: un suelo afectado por actividad minera procedente de la localidad Llano del Beal (suelo LB), dentro de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión (pH: 5,4; conductividad eléctrica (CE): 4,7 dS m^{-1}; materia orgánica (MO): 0,9 %; As: 96, Cd: 14, Cu: 231, Pb: 2071, Zn: 13971, todos mg kg^{-1}); y un suelo agrícola, procedente de Mazarrón (Murcia) (suelo MZ), que había recibido aguas de riego de mala calidad (pH: 7,3; CE: 6,7 dS m^{-1}; MO: 5,7 %; As: 48, Cd: 6,1, Cu: 89, Pb: 2322, Zn: 1422, todos mg kg^{-1}). Se llenaron contenedores de gran tamaño (600 L) con unos 400 kg de suelo (2 por cada tipo de suelo), situados al aire libre en la finca experimental del CEBAS en Santomera (Murcia), en los que se instaló un sistema de riego por goteo. Al suelo LB se le añadió compost de fracción sólida de purín de cerdo (pH: 6,8; CE: 8,4 dS m^{-1}; MO: 83 %), aproximadamente un 5 % en peso, para aumentar el pH del suelo hasta valores aptos para el establecimiento de las plantas (suelo LB+compost: pH 5,8; CE: 7,7 dS m^{-1}; MO: 5,6 %).

En los contenedores se sembró la especie *Brassica juncea* (mostaza india) que se muestreó (parte aérea) para este estudio tras tres meses de crecimiento, coincidiendo con un clareo que se llevó a cabo para reducir el número de plantas del experimento. El estudio de plantas todavía en periodo vegetativo puede ser de interés ya que es en esta fase cuando las plantas se pueden ver mayormente afectadas por la contaminación y se puede observar el efecto de los ETs en las plantas y en sus posibilidades de reutilización y valorización. Se determinó el peso de planta (fresco), y una parte representativa de las plantas se secó y molió para el experimento de DA y los correspondientes análisis (concentración de micronutrientes y ETs por ICP-OES tras digestión ácida en microondas; concentración de C y N en analizador elemental; contenido en cenizas y sólidos volátiles (SV) por calcinación).

2.2 Digestión anaerobia de las plantas

Para la DA de las plantas se utilizó un sistema de producción de gas ANKOM RF, en botellas de 250 mL con 150 mL de un inóculo anaerobio recogido de un tanque de DA de una EDAR cercana al que se añadió 0,5 g de planta seca y molida (relación SV sustrato:inóculo 1:7,4-1:8,1). Se realizó una incubación en oscuridad, a 36 °C durante 10 días, registrándose la cantidad de gas generado durante la incubación y tomando una muestra del gas al final para el análisis del contenido en metano (por cromatografía de gases) del biogás generado.

Los resultados experimentales de la producción de biogás se describieron mediante un modelo cinético de primer orden: $B_m = B_0 \times (1 - e^{-k \times t})$, donde B_m es el biogás en mL (g SV)$^{-1}$ producido a tiempo t (d); B_0 indica el potencial máximo de producción de biogás en mL (g SV)$^{-1}$; y *k* es la constante de velocidad de degradación anaerobia (d^{-1}). Los datos se ajustaron a un modelo no lineal de mínimos cuadrados usando el programa Sigma Plot v. 14.0 (Systat Software Inc.). El potencial bioquímico de metano (BMP; mL CH_4 (g SV)$^{-1}$) de cada planta se calculó a partir del potencial de producción de biogás (B_0) y el porcentaje de CH_4 del biogás.

2.3 Tratamiento estadístico de los resultados

Para la determinación de la significación de las diferencias observadas entre las plantas procedentes de los distintos suelos se llevó a cabo un ANOVA utilizando el software IBM SPSS Statistics versión 27 (IBM Corporation).

3. Resultados y Discusión

3.1 Características de los suelos y las plantas usadas en el experimento

El pH del suelo resultó ser neutro o ligeramente alcalino en ambos suelos en el momento en el que se cosecharon las plantas. La conductividad eléctrica encontrada fue menor que en los suelos iniciales, debido probablemente al efecto del riego en los contenedores, y mayor en el suelo minero por el efecto de la adición de compost, que dio lugar igualmente a una mayor concentración de MO en ese suelo (Tabla 1). La concentración total de metales fue muy alta especialmente para Pb en el suelo agrícola (MZ) y para Zn en el suelo minero (LB). Las concentraciones extraíbles con DTPA fueron igualmente elevadas para Pb y Zn en el suelo MZ, y particularmente altas para Zn en el suelo LB (Tabla 2). Esto se vio reflejado en la concentración de ETs en las plantas, con concentraciones más elevadas de N, P, Cu y, especialmente Zn en las plantas de suelo LB que en las de suelo MZ (Tabla 3).

Tabla 1. Características de los suelos en el momento del muestreo de las plantas (ETs en mg kg^{-1}).

Suelo	pH	CE (dS m^{-1})	MO (%)	As	Cd	Cu	Pb	Zn
MZ	7,83±0,01	1,13±0,08	4±0,5	52±6	6,6±0,7	96±9	2522±266	1535±127
LB	7,01±0,07	2,50±0,06	32±12	61±24	16,2±1,7	234±1	1317±383	15809±1893
ANOVA	**	**	NS	NS	*	**	NS	**

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

Tabla 2. Concentración de ETs extraíbles en DTPA de los suelos (mg kg^{-1}).

Suelo	Cd-DTPA	Cu-DTPA	Pb-DTPA	Zn-DTPA
MZ	0,62±0,00	13,6±0,42	342±4,24	166±2
LB	4,34±0,16	7,42±1,23	3,86±1,95	1904±76
ANOVA	***	*	***	***

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

Tabla 3. Composición de las plantas de *B. juncea* (ETs en mg kg^{-1}).

Planta	N (%)	P (%)	K (%)	Cd	Cu	Pb	Zn
MZ	2,12±0,13	0,25±0,00	4,03±0,47	2,28±1,78	6,06±1,61	5,51±0,55	218±26
LB	3,74±0,01	0,90±0,11	3,56±0,09	6,56±0,10	32,50±0.14	1,81±0,04	5901±676
ANOVA	**	*	NS	NS	**	*	**

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

3.1 Generación de biogás por las plantas y concentración de metano

La mayor concentración de ETs en la biomasa de las plantas del suelo minero afectó solo ligeramente a la producción de biogás (Figura 1; Tabla 4) y a su riqueza de metano (Tabla 4), que no dio lugar a diferencias significativas en los parámetros de producción (B_m y B_0) y solo se observó una mayor velocidad de degradación en las plantas procedentes del suelo LB (Tabla 4).

Tabla 4. Producción de biogás (B_m) mediante DA de las plantas, parámetros del ajuste al modelo cinético de primer orden, riqueza en CH_4 del biogás y potencial bioquímico de metano.

Planta	B_m (mL (g SV)$^{-1}$)	B_0 (mL (g SV)$^{-1}$)	*k* (d^{-1})	CH_4-Biogás (%)	BMP (mL CH_4 (g SV)$^{-1}$)
MZ	283±1,84	291±7,28	0,03±0,00	25,9±3,7	75,5±12,5
LB	239±25,4	256±20,7	0,04±0,00	19,7±1,7	50,6±8,5
ANOVA	NS	NS	*	NS	NS

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

La capacidad de generación de biogás (B_m y B_0) y la riqueza en metano (BMP) observadas (Tabla 4) estuvieron dentro de los intervalos de valores encontrados previamente para otras especies de plantas procedentes de experimentos de fitoestabilización de suelos contaminados con ETs (Bernal y col., 2019; Domínguez y col., 2017; Hunce y col., 2019).

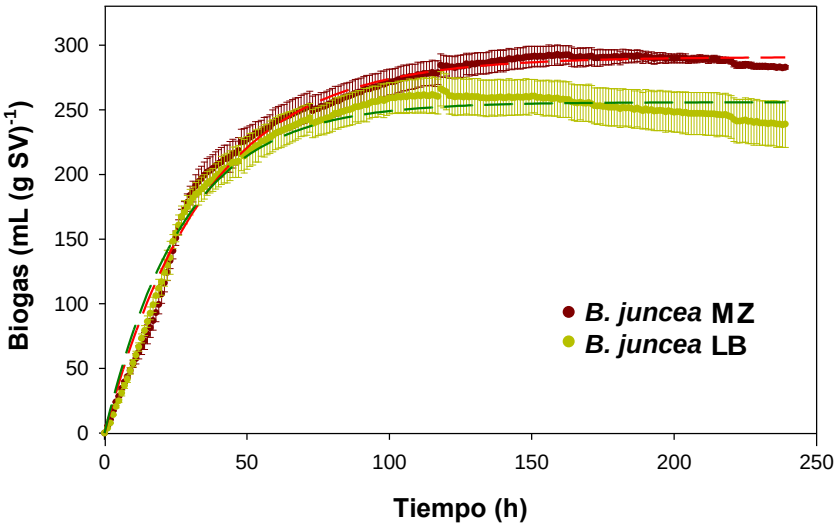


Figura 1. Producción de biogás de las plantas de *B. juncea* procedentes de suelo MZ y LB. Los puntos son datos experimentales (media±error estándar) y las líneas de trazos la evolución prevista por el modelo cinético de primer orden.

4. Conclusiones

Las plantas cultivadas tanto en suelo agrícola como en suelo minero (enmendado con compost), ambos contaminados con ETs, resultaron ser un sustrato adecuado para su utilización en DA para la generación de biogás con una concentración aceptable de metano. Este método parece pues una buena opción de valorización de la biomasa de plantas procedentes de suelos contaminados con ETs y, por tanto, contribuir de forma positiva a la posible implementación de las técnicas de fitorrecuperación de suelos.

5. Bibliografía

Bernal M.P., Gómez X., Chang R., Arco-Lázaro E., Clemente R., 2019. Strategies for the use of plant biomass obtained in the phytostabilisation of trace-element-contaminated soils. *Biomass Bioen.* 126, 220-230.

Bernal M.P., Grippi D., Clemente R., 2021. Potential of the biomass of plants grown in trace element-contaminated soils under Mediterranean climatic conditions for bioenergy production. *Agronomy* 11, 1750.

Clemente R., Pardo T., Madejón P., Madejón E., Bernal M.P., 2015. Food byproducts as amendments in trace elements contaminated soils. *Food Res. Int.* 73, 176-189.

Domínguez M.T., Montiel-Rozas M.M., Madejón P., Diaz M.J., Madejón E., 2017. The potential of native species as bioenergy crops on trace-element contaminated Mediterranean lands. *Sci. Total Environ.* 590-591, 29-39.

Gomes H.I., 2012. Phytoremediation for bioenergy: challenges and opportunities. *Environ. Technol. Rev.*1, 59-66.

Grippi D., Clemente R., Bernal, M.P., 2020. Chemical and bioenergetic characterization of biofuels from plant biomass: Perspectives for southern Europe. *App. Sci.* 10, 3571.

Hunce S.Y., Clemente R., Bernal M.P., 2019. Energy production potential of phytoremediation plant biomass: *Helianthus annuus* and *Silybum marianum*. *Ind. Crops Prod.* 135, 206-216.

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Ciencia, Investigación y Universidades (MCIU), la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (fondos FEDER) a través del proyecto RTI2018-100819-BI00.

DISTRIBUCION VERTICAL, DISIPACIÓN, ABUNDANCIA Y ACTIVIDAD MICROBIANA DEL DIURON EN PARCELAS ENMENDADAS CON VERMICOMPOSTS

Rogelio Nogales[1], Jesús Fernández Bayo[2], Esperanza Romero[1], Jean Manuel Castillo[1]

[1]Departamento de Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín-Consejo Superior de Investigaciones Cientificas (EEZ-CSIC), Granada-18008, España.
[2]Biological & Agricultural Engineering, UC Davis, Davis, 95616, CA, United States of America
rogelio.nogales@eez.csic.es,

Resumen: Se estudió la distribución vertical y disipación de diurón en parcelas de suelo sin enmendar, enmendado con vermicompost de alperujo o de sarmiento, a los que se añadió diuron, un herbicida sistémico del grupo de las fenilureas moderadamente persistente en suelos. Se determinó su impacto sobre la actividad deshidrogenasa y la abundancia microbiana. El mayor porcentaje de diuron persistió en los primeros 15 cm, especialmente en la capa de 0-5 cm, donde transcurridos 42 días hubo una reducción del 27%, 7% y 26% en el suelo sin enmendar o enmendado con vermicompost de alperujo o de sarmiento, respectivamente. Esos porcentajes fluctuaron con el tiempo y disminuyeron con la profundidad. En el suelo sin enmendar o enmendado con vermicompost de alperujo hubo mayor concentración de diuron entre 15-20 cm, mientras que con vermicompost de sarmiento fue entre 25-30 cm. La lixiviación del diuron fue menor en el suelo enmendado con vermicompost de alperujo. La temperatura y la evapotranspiración ambiental se correlacionaron negativamente con la distribución del diuron en la parcela enmendado con vermicompost de alperujo. La evapotranspiración también se correlacionó con el diuron en la parcela sin enmendar. Se observó una disipación de diurón inicial muy rápida en la parcela enmendada con vermicompost de alperujo (DT50=8,5 días), aunque finalmente más del 20% persistió en las parcelas enmendadas. La aplicación de diuron en las parcelas enmendadas con vermicompost aumentó inicialmente la actividad deshidrogenasa. La población bacteriana en la parcela enmendada con vermicompost de alperujo se duplicó con el tiempo.

Palabras clave: Escala de campo, modelos cinéticos, evapotranspiración, actividad Dhasa, 16SrRNA.

1. Introducción

En el sur de Europa, los suelos son pobres en carbono orgánico y vulnerables al cambio climático. En esta área, eminentemente agrícola predominan cultivos extensivos como los cereales de secano, el olivar y la viña, donde habitualmente se utilizan plaguicidas para aumentar sus rendimientos agrícolas, facilitar su recolección y mejorar la relación coste-beneficio. Esas circunstancias afectan a la comunidad microbiana del suelo, disminuyendo su fertilidad y productividad. La pérdida de biodiversidad y la degradación de esos suelos puede mejorarse mediante la adición de enmiendas orgánicas que aumentan directamente los nutrientes y mejoran la actividad biológica del suelo (Lv y col., 2020). Los residuos orgánicos generados por las agroindustrias del aceite de oliva y del vino tienen un alto contenido de carbono orgánico y se han transformado con éxito, mediante procesos de vermicompostaje, en enmiendas o abonos orgánicos (Castillo y col., 2013; Nogales y col. 2020) favoreciéndose con ello el desarrollo de la bioeconomía circular. El objetivo del estudio fue conocer, a escala de campo, como la aplicación de dos tipos de vermicomposts, uno oleícola y otro vitivinícola, afectó a la distribución vertical y cinética de disipación del diuron y a la actividad y abundancia bacteriana total del suelo. Se seleccionó el diuron como herbicida modelo debido a su baja toxicidad en suelos, siendo clasificado por la OMS como clase U (WHO, 2004). Sin embargo sus metabolitos de degradación, entre otros la 3,4 Dicloroanilina, presenta una toxicidad muy superior (Fernandez-Bayo y col., 2015), siendo por ello clasificada como sustancia venenosa de clase II (WHO, 2004).

2. Material y Métodos

2.1 Experimento de campo

El área experimental estuvo ubicada en una finca agrícola en la cual no se habían aplicado enmiendas orgánicas al suelo. Los parámetros climáticos, durante el período experimental se tomaron de la estación meteorológica más próxima (Iznalloz, Granada). El suelo, clasificado como Cambisol calcáreo, tenía una textura francoarcillolimosa y las siguientes características: pH: 8,3, carbonatos: 430 g kg^{-1}, carbono orgánico total: 21 g kg^{-1}, C/N: 8,3, carbono hidrosoluble: 0,4 g kg^{-1}. El área experimental, de 12 m x 6 m, se aró a una profundidad de 20 cm antes de iniciar el experimento. El área fue dividida en 6 parcelas, cada una de 1m x 1m con un espacio de 1m entre ellas y 2m para separar las parcelas tratadas con diuron de las no tratadas. Se instaló un sistema de irrigación que proporcionó 6,7 ± 1,9 L m^2 de agua en 10 min. Dos vermicomposts (Tabla 1), uno de sarmiento (W) y otro de alperujo (O), obtenidos a escala piloto según metodología de Castillo y col., (2013), se aplicaron por separado en dos parcelas (SO y SW), siendo una de ellas tratadas con diurón (Diurokey®, Industrial Química Key S.A.) (SOD, SWD). El diurón se aplicó con mochila para lograr una dosis de 3 µg diuron g^{-1} suelo en los primeros 10 cm de suelo. Posteriormente, se realizó un riego por aspersión durante 15 minutos para introducir el plaguicida en el suelo.–La quinta parcela se trató exclusivamente con diuron (SD) y la sexta se usó como control (S). Se excavaron los primeros 10 cm de cada parcela (~130 Kg de suelo), el cual fue homogeneizado en mezcladora sin o con cada vermicompost (50g vermicompost/kg suelo), siendo la mezcla posteriormente incorporada a cada parcela. Debido a la humedad del suelo, el tiempo de muestreo se inició después de dos días del tratamiento con diuron, el cual fue considerado como tiempo cero en la cinética de disipación, actividad deshidrogenasa y abundancia total bacteriana. Durante el período experimental se efectuaron, dos riegos diarios de 10 minutos cada 12 horas. Las muestras de suelo, por triplicado, se tomaron periódicamente a lo largo del perfil, cada 5 cm y hasta 35 cm de profundidad, con una barrena (Eijkelkamp, The Netherland). Las muestras de suelo se conservaron a -20°C para determinar los residuos de diuron, la actividad deshidrogenasa y la población bacteriana.

Tabla 1. Propiedades del vermicompost de sarmiento (W) y de alperujo (O)

vermicompost	COT (g kg^{-1})	CET (g kg^{-1})	CH (g kg^{-1})	NKT (g kg^{-1})	C/N	AcH	HR %
W	317 ± 6	55 ± 3	5,6 ± 0,2	28 ± 0.5	11	30 ± 0,3	17± 1
O	274 ± 1	151 ± 1	7,6 ± 0,0	19 ± 0,3	14	105 ± 0.7	55 ± 1

COT: carbono orgánico total, CET: carbono orgánico extraíble, CH: carbono hidrosoluble, C/N: relación carbono/nitrógeno, AcH: ácidos húmicos, HR:CET/COT*100

2.2 Análisis efectuados

La extracción de los residuos de diuron de las muestras de suelo se realizó con mezcla de acetonitrilo:agua (60:40) según metodología descrita por Fernandez-Bayo y col. (2015). El análisis del diuron se realizó en un cromatógrafo liquido (series 1100 Agilent Technologies, Santa Clara, CA) equipado con detector de diodos en cadena V-UV y columna analítica Zorbax Rx-C8. Las recuperaciones medias de diuron fueron del 100 ± 0,9 %. La actividad deshidrogenasa (DHasa) se determinó según metodología descrita por García y col. (1997). La extracción del DNA de las muestras de suelo se realizó según el procedimiento ISO-11063. La abundancia total de bacterias fue cuantificada, a partir de taxones específicos 16S rRNa mediante primers seleccionados (Castillo y col. 2013). La PCR a tiempo real se llevaron a cabo según las condiciones descritas por Philippot y col (2011) con algunas modificaciones, utilizando un termociclador iCycler MyiQ™ (Bio-Bad) y Sybr-green como sistema de detección.

2.3 Análisis estadístico

Se aplicaron diferentes modelos cinéticos empleando Modelmaker 4.0 para simular la disipación experimental del diuron. Las diferencias de concentración de diuron determinado en cada muestra de suelo de las diferentes parcelas, así como la actividad DHasa y la abundancia bacteriana total registrada, se analizaron mediante análisis de varianza de medidas repetidas (RM-ANOVA) utilizando el programa SPSS versión 15.0 (IBM, Chicago, IL, EE. UU.).

3. Resultados y Discusión

3.1 Distribución y disipación de diuron en el perfil de las parcelas

Los porcentajes de diuron en las diferentes capas de suelo fluctuaron de forma significativa ($p<0,05$) con el tiempo, disminuyendo con la profundidad. El mayor porcentaje de diuron se encontró en los primeros 15 cm, especialmente en la capa de 0-5 cm, donde transcurridos 42 días se observó una reducción del 27%, 7% y 26% de diuron para la parcela SD, SWD y SOD, respectivamente (Figura 1). A los 10 días de la aplicación de diuron, en la capa de 5-10 cm, el porcentaje de diuron en la parcela SWD (44%) fue significativamente mayor ($p<0.05$) que en SD (28%). En general, la lixiviación de este herbicida fue menor en la parcela SOD, aunque al final del experimento el diuron remanente en todas las parcelas fue similar (11-14%). La temperatura media (Tm) y la evotranspiración (Evo) registrada durante el experimento solo mostraron una correlación negativa con la concentración de diuron en la capa de 5-10 cm en SWD ($r=-0.88$ y -0.94, respectivamente). La Evo también mostro correlación con la concentración de diuron a los 10-15 cm en SD ($r=0.84$, $p<0.05$). Ambos hechos sugieren que las condiciones ambientales tuvieron mayor influencia en el flujo del agua del suelo y en la distribución vertical del diuron en la parcela sin enmendar con vermicompost.

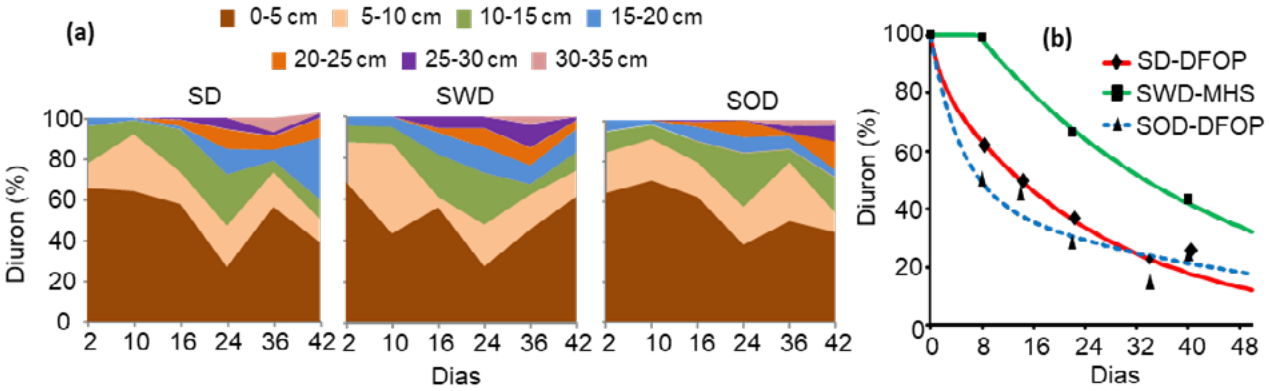


Figura 1. Porcentajes de diuron en el suelo a diferentes profundidades durante el desarrollo experimental (1a) y cinéticas de disipación (1b). Doble primer orden en paralelo (DFOP), palo de hockey modificado (MHS). SD: Suelo+diurón; SWD: Suelo+vermicompost de sarmiento+diuron; SOD: suelo +vermicompost de alperujo+diuron.

Las cinéticas de disipación del diuron revelaron que la constante de disipación *k* en la parcela sin enmendar (SD) fue mayor que en la parcela enmendada con vermicompost de alperujo (SOD). En la parcela SWD se observó un retardo en la disipación de 7,4 dias y el valor de la constante de disipación *k* fue 6 y 24 veces más lenta que en SD y SOD, respectivamente. Se observó una disipación de diurón inicial muy rápida en la parcela SOD (DT50=8,5 días), aunque los valores de DT90 evidenciaron una mayor persistencia del diuron en las parcelas enmendadas con vermicompost (SOD: 90 días, SWD: 86 dias) que en la sin enmendar (SD: 50 días). La mayor capacidad de retención y la menor lixiviación del diuron en la parcela SOD estaría relacionada con el contenido de sustancias húmicas (CET, AcH y RH) presentes en el vermicompost de alperujo, que fue tres veces superior al del vermicompost de sarmiento, aunque su valor de COT fuera ligeramente menor (Tabla 1). Ello confirmaría lo observado en otros estudios en lo que el comportamiento del diuron en suelos enmendados orgánicamente depende más de la calidad y composición que de la cantidad de la materia orgánica incorporada (Fernandez-Bayo y col., 2009; Lopez-Piñero y col., 2010).

3.2 Actividad microbiana y abundancia bacteriana en las parcelas

Inicialmente, la actividad DHasa fue significativamente mayor en los suelos de las parcelas enmendadas con vermicompost y tratadas con diuron (SWD y SOD). El efecto sinérgico inicial en

la actividad enzimática inducido por la aplicación conjunta de vermicompost y diuron también ha sido observado en estudios anteriores a escala laboratorio (Castillo y col., 2016). Posteriormente la actividad DHasa en ambas parcelas disminuyó acusadamente, manteniéndose estable desde los 16 días hasta el final del periodo experimental. En las otras parcelas, esta actividad se mantuvo más estable a lo largo del periodo experimental, con la excepción del suelo de la parcela SW, que se reactivó a los 36 días disminuyendo posteriormente.

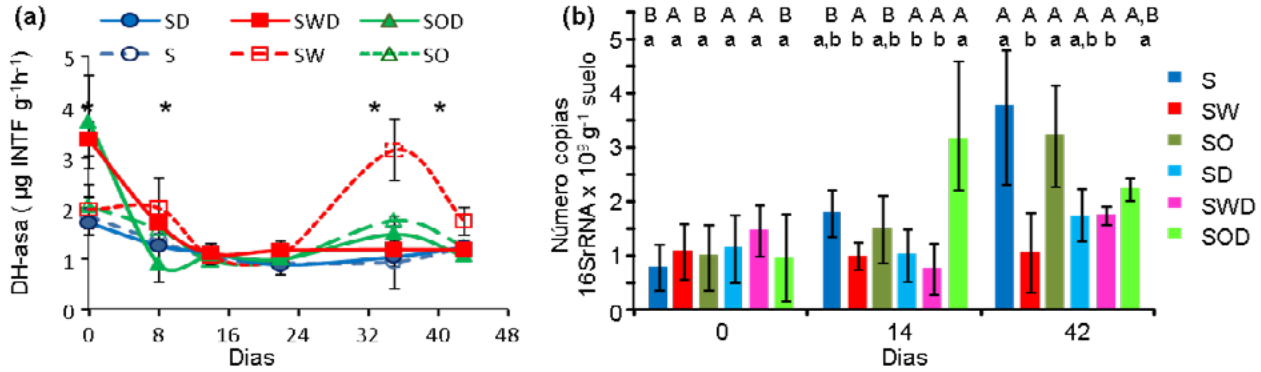


Figura 2. 2a: Evolución de la actividad deshidrogenasa en las diferentes parcelas durante el periodo experimental (*, el asterisco indica diferencias significativas (p<0,05) entre parcelas en cada tiempo de muestreo); 2b: Abundancia total de bacterias en las diferentes parcelas durante el periodo experimental (Letras mayúsculas indican diferencias significativas (p<0,05) entre tiempos de muestreo para cada parcela; letras minúsculas inidican diferencias significativas (p<0,05) entre parcelas en cada tiempo de muestreo). S: suelo; SW: suelo+vermicompost de sarmiento; SO: Suelo+vermicompost de alperujo; SD: Suelo+diurón; SWD: Suelo+vermicompost de sarmiento+diuron; SOD: suelo +vermicompost de alperujo+diuron

La abundancia bacteriana total del suelo fue similar en las diferentes parcelas ensayadas al inicio del periodo experimental. Posteriormente, aumentó significativamente, especialmente a los 42 días, en el suelo control (S) y en el suelo enmendado con vermicompost de alperujo (SO). La abundancia bacteriana en las parcelas tratadas con diuron experimentó menos variaciones, excepto en la parcela enmendada con vermicompost de alperujo (SOD), cuya población bacteriana se habría duplicado al final del periodo experimental.

4. Conclusiones

El vermicompost de alperujo redujo la lixiviación del diuron en el suelo, favoreciendo, además, su disipación frente al vermicompost de sarmiento o a la no incorporación de esas enmiendas orgánicas al suelo. Ello es atribuible a las características de ese vermicompost que habrían estimulado la actividad deshidrogenasa del suelo, aumentando a su vez su abundancia bacteriana, la cual habría contrarrestado el impacto del diuron, fomentando su eliminación.

5. Bibliografía

Castillo J.M., Romero E., Nogales R., 2013. Dynamics of microbial communities related to biochemical parameters during vermicomposting and maturation of agroindustrial lignocellulose wastes. *Bioresource Technol.* 146, 345-354.

Castillo-Díaz, J.M., Delgado-Moreno, L., Núñez, R., Nogales, R., Romero, E., 2016. Enhancing pesticide degradation using indigenous microorganisms isolated under high pesticide load in bioremediation systems with vermicomposts. *Bioresource Technol*. 214, 234-241.

Fernández-Bayo, J.D., Nogales, R., Romero, E., 2009. Assessment of three vermicomposts as organic amendments used to enhance diuron sorption in soils with low organic carbon content. *European J. Soil Sci.,* 60: 935-942.

Fernández-Bayo J.D., Nogales, R., Romero, E., 2015. Winery vermicomposts to control the leaching of diuron, imidacloprid and their metabolites: Role of dissolved organic carbon content. *J. Environ. Sci. Health, Part B*, 50: 190-200.

García C., Hernández T., Costa F., 1997. Potencial use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28, 123–134.

López-Piñeiro, A., Cabrera, D. Albarran, A., Peña, D. 2010. Cumulative and residual effects of de-oiled two-phase olive mill waste application to soil on diuron sorption, leaching, degradation, and persistence. *Chemosphere* 78: 139–146

Lv M., Li J., Zhang W., Zhou B., Dai J., Zhang C., 2020. Microbial activity was greater in soils added with herb residue vermicompost than chemical fertilizer. *Soil Ecol. Lett.* 2, 209–219.

Nogales, R., Fernandez-Gomez, M.J., Delgado-Moreno, L., Castillo-Díaz, J.M., Romero, E., 2020. Eco-friendly vermitechnological winery waste management: a pilot-scale study. *SN Applied Sci.* 2:653

Philippot, L, Tscherko D., Bru D., Kandeler E., 2011. Distribution of high bacterial taxa across the chronosequence of two alpine glacier forelands. *Microbial. Ecology* 61, 303–312.

WHO, 2004. *The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard*. World Health Organization. Geneva. 56 pp.

HIGIENIZACIÓN DE BIOSÓLIDOS CON OZONO COMO PRE-TRATAMIENTO DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

María Eugenia Ibáñez-López; Encarnación Díaz-Domínguez; José L. García-Morales*

Dpto. de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales.
Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria (IVAGRO)
Universidad de Cádiz. Campus de Puerto Real.
11510. Puerto Real (Cádiz), España
**joseluis.garcia@uca.es*

Resumen

La Digestión Anaerobia (DA) es ampliamente utilizada para la estabilización de los residuos. En el presente trabajo, se evalúa la influencia de un pre-tratamiento con ozono sobre biosólidos, para posterior digestión anaeróbica acidogénica en rango termofílico (55ºC). Se ha seleccionado el ozono como pre-tratamiento, ya que este es un poderoso oxidante, capaz de hidrolizar y solubilizar compuestos orgánicos e inorgánicos, así como de reducir la concentración de microorganismos. Es por ello que puede aumentar la eficacia y rendimiento de la digestión anaeróbica. La forma de aplicación del ozono influye en la materia orgánica particulada y el abatimiento de microrganismos. Partiendo de la dosis 0,018 gO_3/gSTo (0,045 gO_3/gDQOt)), optimizada en trabajos previos. Se realizó el pre-tratamiento en una columna de burbujeo con dos dosis (0,018 y 0,069 gO_3/gSTo). Como resultado se redujo la carga de microorganismos en torno a 1 log_{10} para *E. coli* y casi 2 log_{10} de Coliformes, favoreciendo además la hidrólisis de la materia particulada y la generación de biogás.

Palabras clave: Desinfección, Lodos EDAR, Número Mas Probable (NMP), Patógenos

1. Introducción

La Digestión Anaerobia (DA) es ampliamente utilizada para la estabilización de los residuos, siendo el tratamiento más extendido en España. El 49% de los lodos generados en 2010 se estabilizaron con DA (PEMAR, 2015). Hoy en día, la generación de lodos (biosólidos) en exceso es el principal problema al que se enfrentan las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs), siendo necesario su adecuado tratamiento. Aproximadamente entre el 0,5 y el 2% del agua tratada se transforma en biosólidos que son necesarios gestionar, con un coste que supera el 50% de los costes de operación de la EDAR. Según el Plan Estatal Marco para la Gestión de Residuos (PEMAR, 2015), la cantidad de lodos generados en España, está en torno a 1.000.000 t m.s./año. Para la valorización de este residuo para su uso como fertilizantes es necesario que éstos cumplan unos estándares en relación con el contenido en patógenos (Salmonella y Coliformes) (Orden 06/08/2018). Normalmente se suele hablar de niveles menores de 1.000 en referencia a *Escherichia coli*, y otros parámetros complementarios (Salmonela, huevos de helminto, etc.).

El uso del ozono como agente oxidante fuerte, favorece la hidrólisis, lo que incrementa la biodegradabilidad de los biosólidos mejorando el proceso biológico, lo que repercute en el aumento de la producción de biogás y algunos parámetros físico-químicos, como puede ser la eliminación de color o disminución de los olores (Martín et al., 2002; Weemaes et al., 2000). La forma de aplicación del ozono influye en la materia orgánica particulada y el abatimiento de microrganismos. Así mismo, la distinta configuración de los sistemas tiene influencia en el tipo de tratamiento, en un reactor anaerobio las dosis elevadas de ozono en el pretratamiento disminuyen la producción final de biogás (Rubio et al. 2017). Con dosis de ozono optimizadas, no solo se logra obtener un abatimiento de patógenos y se evita la disminución de biogás, si no que se favorecen otros efectos positivos como son en el proceso de deshidratación, reducción de volumen y sus características, incluido malos olores.

Para los biosólidos, tanto en un pre-tratamiento, como en un post-tratamiento con ozono de cara a su posible uso agronómico posterior se tendrían que reducir al menos 2 log_{10}, ya que la DA por si sola reduce aproximadamente 4 log_{10}, si se estima que los biosólidos parten de 7 log_{10}. En un tratamiento con ozono sin que intervenga la DA se necesitaría que la reducción fuera de, al menos, 5 log_{10} (Carrington, 2001).
En el presente estudio se utiliza el ozono como pre-tratamiento antes de una DA termofílica acidogénica y se ha evaluado la eficacia de éste con varias dosis. Los objetivos planteados en el trabajo han sido evaluar el ozono como método de higienización y cuantificar su efecto en otras variables de operación del proceso.

2. Material y Métodos

Las distintas partidas de biosólidos proceden de la EDAR Guadalete de Jerez de la Frontera (Cádiz). Éstas proceden del sistema de espesamiento de lodos biológicos y, una vez tomadas, se han almacenado en oscuridad a 4ºC. La toma de muestra se ha realizado periódicamente y sus características medias aparecen recogidas en la Tabla 1.

Tabla 1: Caracterización de los biosólidos

Parámetro	Unidad	Valor	Método de Análisis
pH		6,10 ± 0,43	Electrometría
ST	g/kg	45,15 ± 0,56	Método 2540G (APHA-AWWA-WPFC)
SV	g/kg	37,31 ± 0,47	
DQO_t	gO_2/L	87,80 ± 2,05	Método colorimétrico modificado 5220D (APHA-AWWA-WPFC)
DQO_s	gO_2/L	40,27 ± 3,61	
COT	mg/L	34,28 ± 11,47	Cromatografía
Acidez total	$g_{equiv\ acético}$/L	0,46 ± 0,24	Cromatografía de gases

2.1 Ozonización

La ozonización se ha llevado a cabo en la Planta Piloto de Tecnologías de Ozonización del Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria (IVAGRO) de la UCA. El equipamiento consta de un generador (GZ20. PROY 1536, ZonoSistem) que genera el ozono a partir de una pre-concentración de oxígeno del aire atmosférico. Esta instalación dispone de medidores de entrada y salida de ozono y distintos caudalímetros, para la regulación del caudal y concentración de ozono de entrada, así como el registro de estos parámetros.

Los ensayos fueron realizados en probetas de 2 L de volumen total donde se introduce 1 L de lodos y se ajusta el caudal de gas ozonizado a 0,6 L/min. La potencia del generador fue del 50% y una concentración de ozono de entrada de 50 mg/L. Se tomaron muestras a intervalos regulares para comprobar la evolución del proceso y se calcularon las dosis de ozono aplicadas con respecto al contenido en sólidos totales iniciales (gO_3/gSTo). Se mantuvo una agitación constante de 900 rpm y se midió el pH y el potencial redox durante todo el periodo de ozonización, en condiciones controladas de temperatura (20ºC).

2.2 Análisis Microbiológico

La determinación de Coliformes Totales y *E. coli*, normalmente suele hacerse mediante filtración por membrana y cultivo, o mediante medios líquidos para obtener el Número Más Probable (NMP). La técnica usada en este estudio es el método Colilert (IDEXX) basado en el NMP, es una alternativa a los métodos tradicionales, con la ventaja de que no requiere pruebas confirmatorias y se obtienen resultados en 18h (Bonadonna et al., 2014, Cuberos et al., 2012).
Para ello se realizó una suspensión Inicial de la muestra tomada y de ésta se realizan diluciones. Se preparan las bandejas Colilert de la suspensión inicial y las diluciones pertinentes y éstas se

colocan en una incubadora a 36 ºC ± 2ºC durante mínimo 18 h y no superior a 22 h. Estas bandejas se corresponden a 1 g de muestra o a 0,1 g para las diluciones. Tras la incubación se evalúan los distintos positivos registrados y tras consultar las tablas de conversión se obtiene el NMP.

3. Resultados y Discusión

Con las dosis empleadas en el pre-tratamiento 0,018 y 0,069 $gO_3/gSTo$, probadas previamente por Rubio y col. (2017), se observó una reducción de en torno a 1 log_{10} de *E. coli* y casi 2 log_{10} de Coliformes.

En los resultados obtenidos no se apreciaron grandes diferencias respecto al abatimiento de patógenos en las dosis probadas. Con ambas se logró alcanzar un abatimiento de Coliformes Totales de dos órdenes de magnitud (Figura 1A). Sin embargo, el uso de la dosis mayor ($0,069gO_3/gST$) supone un mayor consumo energético (tiempo de contacto) y ha presentado efectos negativos en la producción de biogás (Figura 1B). La producción de biogás se ha reducido a la mitad (> 100%) en el caso del H_2 y en aproximadamente un18% en el caso del CH_4. El ozono actúa como oxidante indiscriminado produciendo una reducción de los compuestos biodegradables potencialmente transformables en los distintos componentes del biogás, este fenómeno fue ya puesto de manifiesto por Rubio y col. (2017).

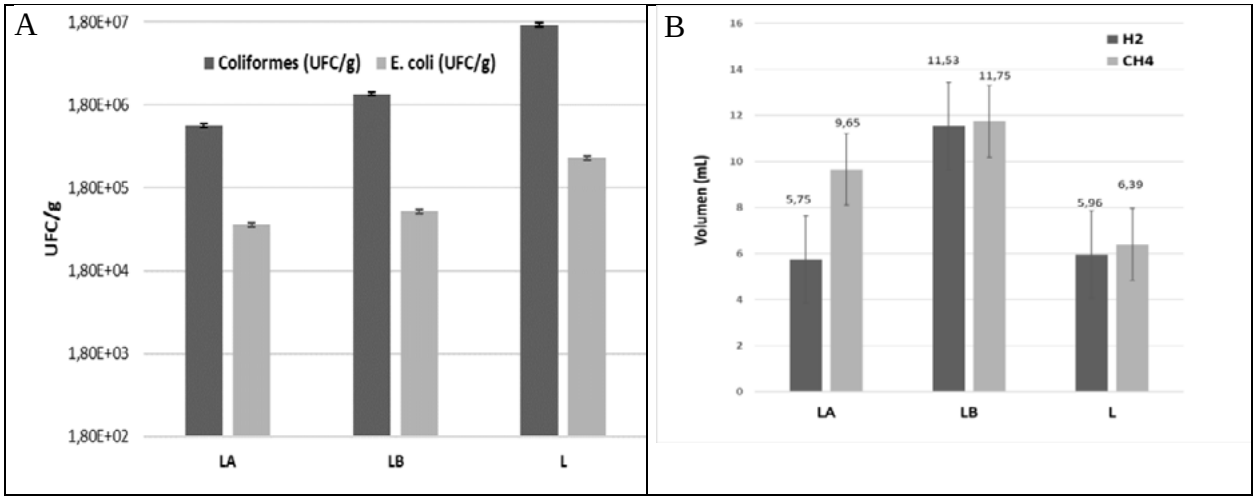


Figura 1. A) Reducción de microorganismos frente a dosis de ozono. **B)** Volumen de biogás frente a dosis de ozono. (*LA*: $0,069gO_3/gSTo$, *LB*: $0,018gO_3/gSTo$ y *L* biosólido sin ozonizar).

En este trabajo se ha evaluado el uso de un pre-tratamiento con ozono, pero podría haber otras posibles formas de aplicación de éste en función del escenario particular de cada caso o el objetivo final del tratamiento, normalmente menor de 10^2 UFC de *E. coli* como valor de referencia. Estas opciones serían, por tanto:

1. Lodos primarios + secundarios + DA mesofílica: pre-tratamiento. En la DA suele reducirse 2-3 log_{10}, habría que reducir 2-3 log_{10} (Carrington et al., 1998).
2. Lodos efluentes digestión: post-tratamiento, reducir 2 log_{10}, se parte de aproximadamente 10^4.
3. Lodos mixtos (primarios y secundarios): tratamiento único con ozono. Estimación del nivel de partida 10^6, y al menos una reducción de 5 log_{10} (Carrington, 2001).

4. Conclusiones

- El pre-tratamiento con ozono a una dosis baja de 0,018 $gO_3/gSTo$ reduce 1 log_{10} de *E. coli* y casi 2 log_{10} de Coliformes Totales.

- La dosis de 0,069 frente a 0,018 $gO_3/gSTo$, casi cuatro veces superior, no presenta grandes diferencias respecto a la higienización, pero si en cuanto al tiempo de contacto (ozono/biosólidos) y el efecto negativo en la digestión anaerobia, disminuyendo la producción de biogás, sobre todo en el caso del Bio-H_2.

5. Bibliografía

Apha-Awwa-Wpcf, 2001. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed. American Public Health Association, Washington, DC.

Carrington, E.G., Davis, R.D., Hall, J.E., Pike, E.B., Smith, S.R. and Unwin, R.J., 1998. Review of the scientific evidence relating to the controls on the agricultural use of sewage sludge. Report DETR 4415/3 [part1] and Report DETR 4454/4 [part 2] WRc plc, Medmenham.

Carrington, E.G., 2001. Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction – final report. Study Contract No B4-3040/2001/322179/MAR/A2 for the European Commission Directorate-General Environment. ISBN 92-894-1734-X.

Bonadonna, L., Musmeci, L., 2014. Metodi analitici di riferimento per la valutazione microbiologica dei fanghi di depurazione e di matrici ad essi assimilabile. Instituto Superiore di Sanità. Ambiente e Salute. Metodo ISS F001B rev.00. 41-45.

Cuberos, L., Torres, A., Entrena, J. L., Pérez, I., Juan, C., 2012. Determinación de Escherichia coli en lodo compostado mediante Colilert. *Tecnología del agua*. 343, 50-53.

Martín, M. A., Raposo, F., Borja, R., and Martín, A., 2002. Kinetic Study of the Anaerobic Digestion of Vinasse Pretreated with Ozone, Ozone plus Ultraviolet Light, and Ozone plus Ultraviolet Light in the Presence of Titanium Dioxide. *Process Biochemistry*. 37, 679-803

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.

PEMAR, 2015. Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022, 2015.

Rubio, J.A., Rodríguez-Barroso, R., Toro, E., Estevez, F., García-Morales, J. L., 2017. Pretratamientos en Procesos de Co-digestión de Biosólidos: Ozonización de Mezclas con Residuos de la Aceituna de Mesa. En Reciclando los Residuos Para Mejorar los Suelos y el Medioambiente. *V Jornadas de La Red Española de Compostaje*. Editados por F. Cabrera Capitán R. López Núñez, 58–62.

UNE-EN ISO 9308-1:2014. Calidad del agua. Recuento de Escherichia coli y de bacterias coliformes. Parte 1: Método de filtración por membrana para aguas con bajo contenido de microbiota. (ISO 9308-1:2014). 07.100.20 / Microbiología del agua. CTN 77/SC 1 – AGUA.

US EPA., 1999. Environmental regulations and technology. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. Report EPA/625/R-92/013, US EPA, Washington DC.

Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F., & Verstraete, W., 2000. Anaerobic digestion of ozonized biosolids. *Water science and technology*, 34, 2330–2336.

6. Agradecimientos

Ministerio de Ciencia e Innovación (PROBIOGAS PS-120000-2007-6). Programa Operativo FEDER y Junta de Andalucía (FEDER-UCA18-107460). Verinsur, S.A. y ZonoSistem. Ingeniería del ozono S.L.
Planta piloto ozono: Cofinanciación del Gobierno de España y FEDER obtenida para infraestructuras y equipamiento científico-técnico, Convocatoria 2015 (UNCA15-CE-3476).
Los autores agradecen el contrato predoctoral de la Junta de Andalucía PREDOC-01870 (E. Díaz).

Cinética de degradación de los biopolímeros PHB y PLA en fase líquida medida mediante el método de respirómetro cerrado.

David Gutiérrez[1], Iria Villar[1], María Fuencisla Mariño-Callejo[1] y Salustiano Mato[1]

[1]*Departamento de Ecología y Biología Animal, Facultad de Biología. Universidad de Vigo, 36310-Vigo, España.*
dagutierrez@uvigo.es

Resumen:

Durante los últimos años los bioplásticos o plásticos biodegradables han surgido como una de las principales alternativas a los polímeros convencionales; así pues, promover la utilización de estos biopolímeros puede ser una de las tantas medidas necesarias para tratar de poner freno al problema ambiental que representa la acumulación de basura (plástico fundamentalmente) en los ecosistemas naturales. En este trabajo se estudiaron los procesos de degradación de dos biopolímeros, el PHB (Polihidroxiburitato) y el PLA (ácido poliláctico) en ambientes acuáticos, simulando las condiciones en el laboratorio mediante la utilización de respirómetros cerrados. Para ello se utilizaron dos tipos de inóculos diferentes i) fracción líquida de purín de cerdo y ii) lodo activado de depuradora de aguas residuales. Con el primero de los inóculos se alcanzó un valor de ThOD del 34 % para el PHB y 7 % para el PLA. Con el segundo de los inóculos los valores fueron menores, 21 % para el PHB y 1 % para el PLA. Según los resultados obtenidos en este trabajo, el PHB es potencialmente biodegradable en ecosistemas de agua dulce bajo las condiciones estudiadas, mientras que el PLA no se degrada. Las diferencias encontradas entre los dos tipos de inóculo ponen de manifiesto que la naturaleza de éste puede jugar un papel fundamental en la dinámica de dicho proceso de degradación.

Palabras clave: biopolímero, biodegradación, PHB, PLA, DBO,

1. Introducción

Las características de los plásticos los convierten en uno de los materiales más utilizados por la sociedad a lo largo del planeta. Sin embargo, los plásticos convencionales derivados del petróleo no se degradan en los ambientes naturales, por ello la acumulación de estos productos en el medio natural representa uno de los problemas ambientales de mayor magnitud a día de hoy (MacLeod y col., 2021). Solo en el año 2020 se estima que se produjeron a nivel mundial 367 millones de toneladas (Mt) de plástico y España es uno de los países europeos que más plástico demanda, alrededor de 4 Mt por año (Plastics Europe, 2021). Además, la vida útil de estos materiales suele ser corta ya que una elevada proporción de estos materiales son utilizados en paquetería (42 %) como productos de un solo uso (Geyer y col., 2017). Esto, unido a la mala gestión generalizada que se realiza de este tipo de residuos, implica que el problema se agrave con el paso de los años y la acumulación de plástico y sus derivados amenaza los ecosistemas naturales, tanto terrestres como acuáticos y a las comunidades que sustentan.

Ante este contexto, en el año 2018 surge la estrategia europea para el plástico, cuyos objetivos son reducir la producción de este tipo de productos, aumentar la tasa de reciclado y promover la reutilización de los materiales. Una de las alternativas a estos materiales son los bioplásticos, los cuales son compuestos poliméricos funcionales como los plásticos sintéticos y más sostenibles con el medio ambiente (Sintim y col., 2019). Estos biopolímeros están hechos completa o parcialmente a partir de recursos biológicos. Se ha generalizado el mito de que los bioplásticos, sometidos a procesos de descomposición física y/o biológica se transforman en dióxido de carbono (CO_2), biomasa y agua, es decir se biodegradan. Sin embargo, lo cierto es que muchos bioplásticos no son biodegradables y su inadecuada gestión también genera impactos negativos sobre el medio natural (Atiwesh y col., 2021).

Un polímero verdaderamente biodegradable debe ser susceptible de ser mineralizado a CO_2 por microorganismos naturales bajo unas condiciones estandarizadas lo más similares posibles a las existentes en la naturaleza. El grado de biodegradabilidad de estos polímeros en los ecosistemas de agua dulce puede ser evaluado en el laboratorio basándose en los ratios de mineralización obtenidos bajo condiciones simuladas, sin embargo, todavía no existe un protocolo estandarizado que permita predecir con exactitud dicho parámetro (Harrison y col., 2018).

Este estudio se centra en establecer un protocolo estandarizado para determinar el grado de biodegradación de distintos tipos de bioplásticos, utilizando un biopolímero quimiosintético de la familia de los polihidroxialcanoatos (PHB) y otro biopolímero biosintético originado a partir del ácido poliláctico (PLA). La hipótesis de trabajo es que ambos bioplásticos serán degradados por las comunidades microbianas presentes en los distintos tipos de inóculo utilizados para llevar a cabo dicho ensayo.

2. Material y Métodos

En este caso la biodegradación aeróbica de los bioplásticos fue determinada mediante la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), que mide la cantidad total de oxígeno en mgL^{-1} necesaria para que los microorganismos consigan mineralizar el material en el interior de botellas cerradas (Jouanneau y col., 2014). Para ello, se emplearon botellas de vidrio ámbar de 0,5 L a las cuales se les añadió i) 250 mL de la solución estandarizada preparada según la UNE EN ISO 14851. Como inóculo se utilizó la fracción líquida de purín de cerdo o lodo activo de depuradora (5 % del volumen de la solución de ensayo); ii) el bioplástico (PHB o PLA) o el material de referencia con un tamaño de partícula < 500 µm y un imán de agitación. En todas las botellas se dejó espacio sin medio de ensayo para incrementar la disponibilidad de oxígeno y éstas fueron depositadas en una placa de agitación magnética en el interior de una cámara climática a 20 ± 1ºC.

Los valores de DBO fueron medidos cada 6 h mediante sensores de presión OxiTop ® (WTW, Alemania) que utilizan *pellets* de NaOH para capturar el CO_2 liberado. La incubación se extendió por un periodo de 28 días y cada tanda de experimentos incluyó 3 blancos (sin bioplásticos y sin material de referencia), 3 controles positivos con celulosa como material de referencia (100 mgL^{-1}), 3 réplicas con PHB (100 mgL^{-1}) y 3 réplicas con PLA (100 mgL^{-1}).

2.1 Tratamiento de datos

El valor de DBO de los blancos se utilizó para corregir los valores de los distintos tratamientos. El valor resultante se expresa como porcentaje de la Demanda Teórica de Oxígeno (% ThOD)(UNE EN ISO 14851). Se realizó un ANOVA de medidas repetidas para comprobar si existían diferencias entre los resultados obtenidos para los tipos de biopolímero y de inóculo utilizando el software R (R Core Team, 2018)

3. Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto diferencias entre los dos biopolímeros estudiados y también entre los dos tipos de inóculos utilizados. En ambos ensayos el material de referencia alcanzó un 60 % del ThOD, y la DBO de los blancos no superó los valores máximos estipulados por la norma UNE EN ISO 14851 por lo que los resultados pueden ser considerados como válidos. En el ensayo con fracción líquida de purín como inóculo, el PHB alcanzó un valor de $ThOD_{28}$ de 580 mgL^{-1} y el PLA 110 mgL^{-1}. Por su parte, usando el lodo activado de depuradora, los valores de DBO_{28} para el PHB y el PLA fueron de 358 mgL^{-1} y 24 mgL^{-1} respectivamente (Figura 1 A). Estos valores de ThOD indican que para el PHB se alcanzó un porcentaje de degradación medido como el porcentaje de la ThOD del 34 % con el purín y un 21 % con el de

lodo activo. En el caso del PLA los valores no superaron el 8 % y el 1 % para los mismos inóculos (Figura 1 B).

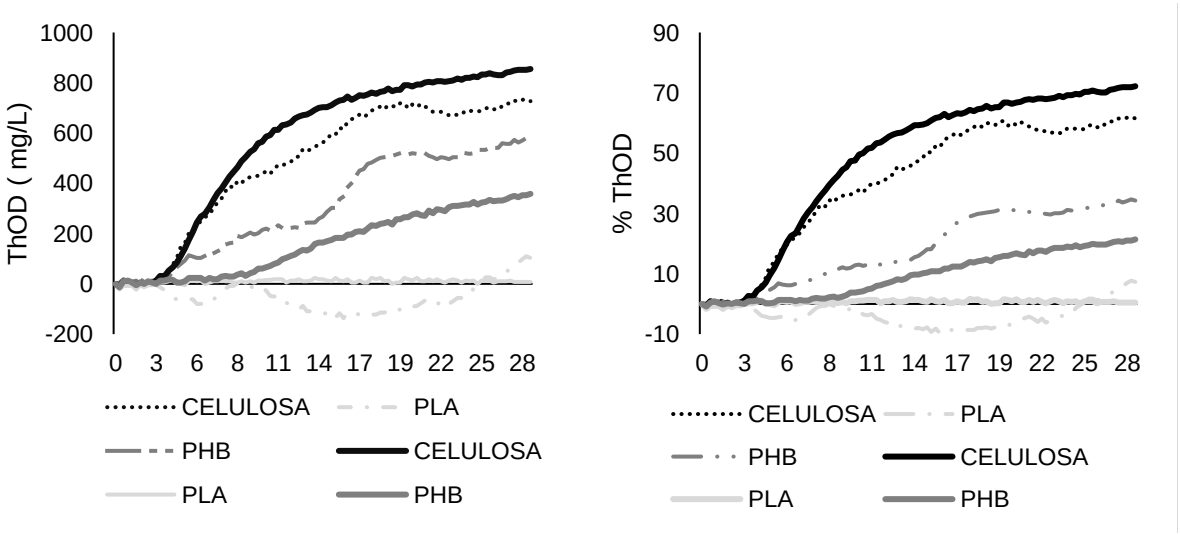


Figura 1. A) Valores de ThOD alcanzados tras 28 días para la celulosa, el PLA y el PHB tanto para el inóculo de fracción líquida de purín de cerdo (trazo discontinuo) como para el de lodo activado de depuradora (trazo continuo). B) Porcentaje de degradación alcanzado tras 28 días por la celulosa, el PLA y el PHB tanto para el inóculo fracción líquida de purín de cerdo (trazo discontinuo) como para el de lodo activado de depuradora (trazo continuo).

Actualmente existen estudios previos que han demostrado la biodegradabilidad de compuestos derivados de polihidroxialcanoatos en ecosistemas de agua dulce, tanto *in situ* en la naturaleza como bajo condiciones simuladas en el laboratorio (Popa y col., 2022). Sin embargo los resultados obtenidos en este estudio para el PHB no superan la barrera del 60 % del ThOD, establecida por la norma UNE EN ISO 14851 y la OECD 301F, límite a partir del cual un compuesto se supone que se degrada por completo en ecosistemas acuáticos bajo condiciones aerobias. A pesar de que el PHB ya se utiliza incluso como material de referencia en este tipo de trabajos, nuestros resultados son similares a los obtenidos por Nabeoka y col. (2021), estableciendo al PHB como un compuesto potencialmente biodegradable en este tipo de ambientes. Se han encontrado diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre los dos tipos de inóculos, siendo mayor la degradación en el ensayo con el de purín de cerdo. Esto pone de manifiesto que el tipo de inóculo utilizado en este tipo de trabajos puede representar un condicionante del proceso de degradación, ya que el resultado final puede estar influenciado por la presencia/ausencia de microorganismos especializados en la degradación del compuesto a estudiar así como del tipo de partícula del material o la temperatura (Tokiwa y col., 2009).

Por otra parte, los resultados obtenidos para el PLA ponen de manifiesto que independientemente del inóculo utilizado, este compuesto debe ser clasificado como pobremente biodegradable (*poorly biodegradable*) bajo condiciones de agua dulce. López-Ibáñez y Beiras (2022) obtuvieron el mismo resultado testando el mismo material bajo la simulación de condiciones marinas, así como diversos estudios previos que ponen de manifiesto el bajo grado de biodegradabilidad de los bioplásticos basados en ácido poliláctico (PLA) (Höglund y col., 2012; Kallel y col.,2015; Rapisarda y col., 2020).

4. Conclusiones

En base a los resultados obtenidos en este estudio, el PHB puede ser considerado como potencialmente biodegradable en ecosistemas acuáticos de acuerdo a los parámetros establecidos por la norma UNE EN ISO 14851. Además, el inóculo utilizado de fracción líquida de purín de cerdo tiene un efecto positivo sobre la degradación de dicho compuesto, acelerando

el proceso, en beneficio de la muestra de lodo activado de depuradora. Por otra parte, el PLA no es biodegradable bajo las condiciones estudiadas independientemente del inóculo utilizado.

5. Bibliografía

Atiwesh, G., Mikhael, A., Parrish, C. C., Banoub, J., & Le, T. A. T. (2021). Environmental impact of bioplastic use: A review. *Heliyon*, *7*(9), e07918.

Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science advances*, *3*(7), e1700782.

Harrison, J. P., Boardman, C., O'Callaghan, K., Delort, A. M., & Song, J. (2018). Biodegradability standards for carrier bags and plastic films in aquatic environments: a critical review. *Royal Society Open Science*, *5*(5), 171792.

Höglund, A., Odelius, K., & Albertsson, A. C. (2012). Crucial differences in the hydrolytic degradation between industrial polylactide and laboratory-scale poly (L-lactide). *ACS applied materials & interfaces*, *4*(5), 2788-2793.

Jouanneau, S., Recoules, L., Durand, M. J., Boukabache, A., Picot, V., Primault, Y., ... & Thouand, G. (2014). Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. *Water research*, *49*, 62-82.

Kallel, T. K., Houichi, H., Sayari, A., & Kammoun, M. (2015). Assessment of biodegradation of PLA/PCL and PLA/PEG biopolymers under aerobic and anaerobic conditions. *Journal of Materials and Environmental Science*, *6*, 2542-2549.

MacLeod, M., Arp, H. P. H., Tekman, M. B., & Jahnke, A. (2021). The global threat from plastic pollution. *Science*, *373*(6550), 61-65.

Nabeoka, R., Suzuki, H., Akasaka, Y., Ando, N., & Yoshida, T. (2021). Evaluating the Ready Biodegradability of Biodegradable Plastics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *40*(9), 2443-2449.

Organisation for Economic Co-operation and Development. (2006). Revised introduction to the OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, - Section 3. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Paris, Francia.

Plastics Europe (2021) *Plastics- the Facts 2021. An analysis of European plastics production, demand and waste data*.Bruselas. https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/12/Plastics-the-Facts-2021-web-final.pdf (fecha de consulta: 01/06/20222)

Rapisarda, M., Patanè, C., Pellegrino, A., Malvuccio, A., Rizzo, V., Muratore, G., & Rizzarelli, P. (2020). Compostable polylactide and cellulose based packaging for fresh-cut cherry tomatoes: Performance evaluation and influence of sterilization treatment. *Materials*, *13*(15), 3432.

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Sintim, H. Y., Bandopadhyay, S., English, M. E., Bary, A. I., DeBruyn, J. M., Schaeffer, S. M. & Flury, M. (2019). Impacts of biodegradable plastic mulches on soil health. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *273*, 36-49.

Tokiwa, Y., Calabia, B. P., Ugwu, C. U., & Aiba, S. (2009). Biodegradability of plastics. *International journal of molecular sciences*, *10*(9), 3722-3742.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado bajo el proyecto RisBioPlas (PCI2020-112110) cofinanciado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y la Agencia Estatal de Investigación (AEI).

Efectos de la exposición a largo plazo de *Eisenia andrei* a microplásticos de PHB y PLA

David Gutiérrez[1], Iria Villar[1], María Fuencisla Mariño-Callejo[1], Aaron Lagoa[1], Josefina Garrido[1] y Salustiano Mato[1]

[1]*Departamento de Ecología y Biología Animal, Facultad de Biología. Universidad de Vigo, 36310-Vigo, España.*
dagutierrez@uvigo.es

Resumen: La utilización de plásticos biodegradables o bioplásticos ha surgido como una de las principales alternativas a los polímeros convencionales. Sin embargo, el impacto de estos materiales en el medio todavía no está tan estudiado. Este trabajo se centró en evaluar el efecto ecotoxicológico de dos bioplásticos, el polihidroxiburitato (PHB) y el ácido poliláctico (PLA) sobre la lombriz de tierra *Eisenia andrei*. Para ello se preparó un experimento en mesocosmos, exponiendo 4 ejemplares de *E.andrei* a microplásticos de PHB, PLA y polietileno (PE) a una concentración de 1,25 g MPs/Kg. Las réplicas se prepararon por quintuplicado y además se creó un blanco (sin MPs). Se prepararon 7 tandas dentro del mismo experimento, de forma que cada 28 días se llevaría el muestreo de una, momento en el que se monitorizó la variación de peso, la eficacia reproductiva (número de capullos y de recién nacidos)
Y además se determinó la actividad enzimática de la deshidrogenasa (DH) y el grado de hidrólisis de la fluoresceína diacetato (FDA) en el sustrato. Por una parte, ni a los 28,56 ni 84 días se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el crecimiento experimentado por los individios de *E.andrei* de los distintos tratamientos. Tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos materiales en ninguno de los momentos de muestreo. Si se tienen en cuenta los resultados de la actividad enzimática, la única diferencia estadísticamente significativa ($p<0,05$) se encontró a los 28 días, cuando la FDA en el blanco fue menor que en los tratamientos con microplásticos (PHB, PLA y PE).

Palabras clave: PHB, PLA, bioplástico, ecotoxicología, lombriz, microplástico.

1. Introducción

Los plásticos son un grupo de polímeros sintéticos que a día de hoy están considerados como uno de los signos más evidentes de la acumulación de basura y contaminación ambiental (Webber y Opp, 2020). Su bajo coste de producción y su versatilidad de uso ha convertido a estos materiales en uno de los productos más demandados por la sociedad a nivel global. Esto unido a la baja tasa de reciclado y recuperación de los residuos generados, ha provocado la acumulación de grandes cantidades de plástico tanto en los ecosistemas acuáticos como en los terrestres (Hale y col., 2020). Una vez en el medio natural están sometidos a procesos de degradación y fragmentación, principalmente como consecuencia de la radiación ultravioleta y la abrasión mecánica (Yang y col., 2021). Esta es una de las principales causas de aparición de los microplásticos (MPs), partículas de plástico que por definición tienen un tamaño < 5 mm (Rillig, 2018). La presencia de MPs, así como, el efecto ecotoxicológico que pueden generar ha sido estudiado en profundidad en los ecosistemas acuáticos, fundamentalmente marinos, durante los últimos años (Wang y col., 2021), sin embargo, en ecosistemas terrestres éstos no han sido tan estudiados.

El grado de conocimiento es todavía menor si nos referimos a los denominados plásticos biodegradables o bioplásticos. Éstos son biopolímeros que sometidos a procesos de descomposición física y/o biológica pueden ser transformados en dióxido de carbono, biomasa y agua (Sintim y col., 2019). Sin embargo, lo cierto es que algunos de estos catalogados como bioplásticos pueden contribuir de forma considerable al calentamiento global y a contaminar el suelo, por lo que lejos de ser una solución al problema pueden llegar a ser una causa más del mismo (Atiwesh y col., 2021).

El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto que tiene la presencia de microplásticos derivados de dos biopolímeros i) polihidroxiburitato (PHB) y ii) ácido láctico (PLA), sobre la tasa de supervivencia, crecimiento y reproducción de la especie de lombriz de tierra *Eisenia andrei*.

2. Material y Métodos

Para llevar a cabo este experimento se realizó un ensayo en mesocosmos. Como sustrato se utilizó vermicompost y como alimento estiércol de caballo, previamente congelados para evitar añadir capullos que pudieran alterar los resultados. La peculiaridad del diseño experimental de este trabajo se basó en que se prepararon 7 tandas de 20 mesocosmos, cada una de las cuales se desmontó cada 28 días (28d, 56d, 84d, 112d, 140d, 168d, 196d). Para cada tanda se prepararon 5 blancos (sin microplásticos), 5 mesocosmos con PHB, 5 con PLA y 5 con polietileno (PE) (tamaño medio de partícula < 500 μm) para obtener una concentración de MPs de 1,25 g MPs/Kg. Los microplásticos de los distintos tipos de polímero se obtuvieron fa partir de resinas, las cuales fueron micronizadas utilizando un molino de rotor ULTRA CENTRIFUGAL MILL ZM 300(Retsch, Verder Scientific). Por último, a cada tarrina se añadieron 4 ejemplares preclitelados de *E. andrei* previamente pesados (P_0).

En cada uno de los muestreos se realizó lo siguiente: en el sustrato se midió el pH, la conductividad eléctrica, la humedad, el contenido de materia orgánica (% SSVV) y se determinó la actividad enzimática de la dehidrogenasa (DHA) y el grado de hidrólisis de diacetato de fluoresceína (FDA) según los métodos de Järvan y col. (2014) y Barragán y col. (2016) respectivamente, las cuales también fueron medidas en las muestras iniciales de estiércol, vermicompost y la mezcla de ambos. Por otra parte, se contó el número de capullos y de recién nacidos (RN) en cada una de las tarrinas.

3. Resultados y Discusión

En primer lugar, resaltar que en ninguno lo de los casos se produjo mortalidad ya que todos los individuos de *E. andrei* sobrevivieron al ensayo independientemente del momento de muestreo (28, 56 y 84 días). Además, tampoco se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) entre el incremento experimentado por los 4 ejemplares de *E .andrei* en los distintos tratamientos, por lo que aparentemente los MPs añadidos no parecen tener efecto sobre el desarrollo de esta especie a corto/medio plazo. Estos resultados coinciden con lo encontrado por Rodríguez Seijo y col. (2017), que tampoco observaron efectos subletales realizando un estudio similar con *E. fetida* utilizando MPs de polietileno de baja densidad.

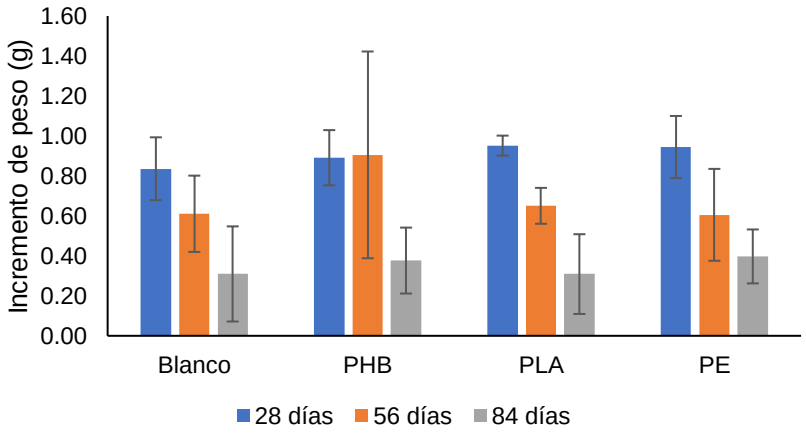


Figura 1. Incremento de peso experimentado por los 4 individuos de *E. andrei* en los distintos tratamientos, a los 28, 56 y 84 días. Se representa el valor medio y la desviación estándar de la media.

En cuanto a los resultados obtenidos para los parámetros relativos a la eficacia reproductiva, como se observa en la Figura 2, tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tratamientos ($p > 0,05$). Sin embargo, se observa un patrón bastante claro si se comparan los distintos tiempos de muestreo. De este modo, a los 28 días se encontraron capullos en todos los tratamientos, pero ningún recién nacido. En los siguientes muestreos a los 56 y 84 días ocurrió exactamente lo contrario, ya que prácticamente solo se contaron recién nacidos, siendo mayor el número de estos a los 84 días, pero sin existir tampoco diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) entre los tratamientos. Estos resultados coinciden con lo encontrado por otros autores (Rilling y col., 2017, Rodríguez-Seijo y col., 2017) que realizaron estudios similares utilizando MPs derivados de distintos tipos de polímeros convencionales a una concentración similar a la empleada en este estudio.

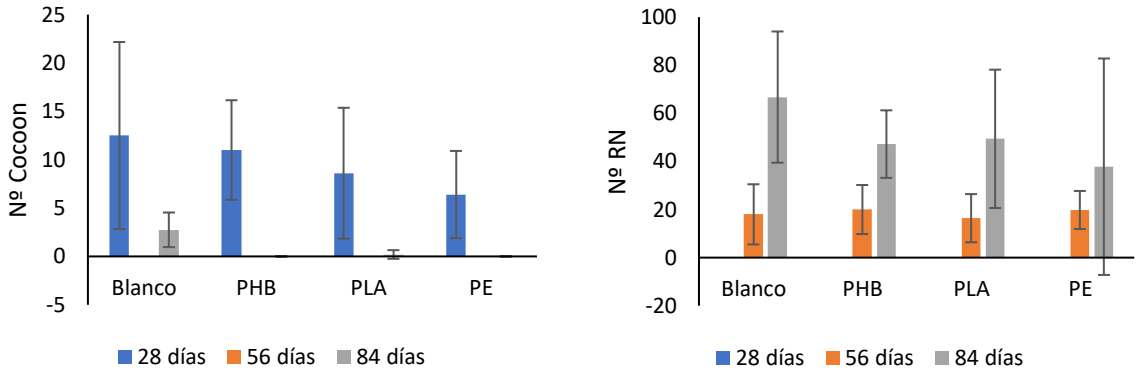


Figura 2. Número de capullos (izqda.) y recién nacidos (dcha.) encontrados en los distintos tratamientos a los 28, 56 y 84 días. Se representa el valor medio y la desviación estándar de la media.

Si se tienen en cuenta los resultados obtenidos para la DHA, como se observa en la Figura 3, a los 28 y 56 días la actividad es prácticamente igual tanto entre los distintos tratamientos como entre los tiempos de muestreo. Sin embargo, a los 84 días la DHA en los tratamientos con MPs incrementó notablemente respecto a las fechas anteriores y respecto al blanco. La adición de MPs provoca que los microorganismos del suelo deban adaptarse a la alteración que estas partículas generan y esto es algo que puede verse reflejado como un incremento de la actividad de esta enzima (Yi y col., 2021). Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) entre los tratamientos en ninguno de los casos, fundamentalmente por la gran variabilidad encontrada entre las réplicas.

Si se tiene en cuenta la FDA (Figura 3), a los 28 días se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre el blanco y los tratamientos con MPs, donde la actividad fue mayor. Liu y col. (2017) comprobaron que la adición de MPs de PE al suelo provocaba un incremento de la actividad de esta enzima a los 30 días, exactamente lo mismo que ocurre en este experimento. La adición por lo tanto de MPs derivados de biopolímeros parece provocar el mismo efecto que el PE, ya que no se han encontrado diferencias estadísticamente significativas entre el PE y los dos bioplásticos utilizados en este experimento.

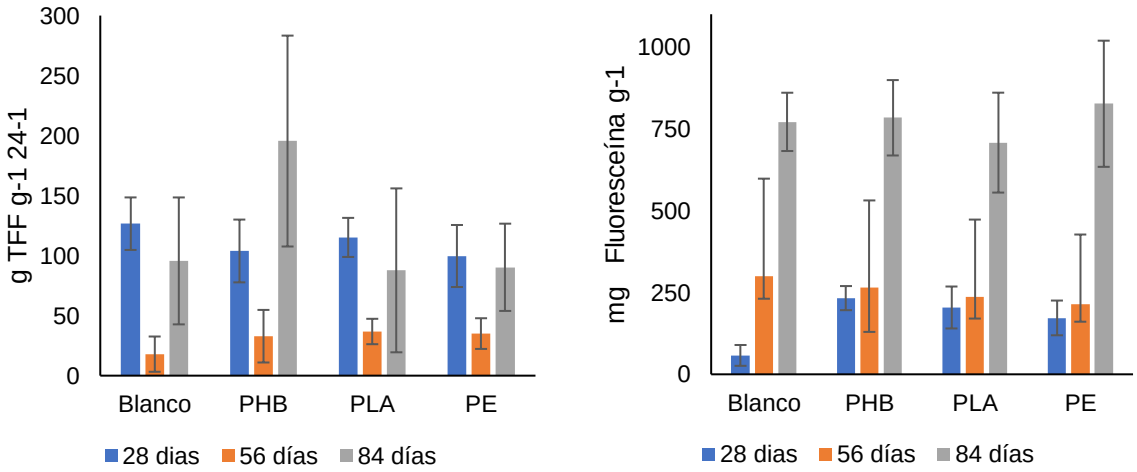


Figura 3. Valores de actividad enzimática de la DH y el FDA en los distintos tratamientos a los 28, 56 y 84 días. Se representa el valor medio y la desviación estándar.

4. Conclusiones

La presencia de MPS derivados de biopolímeros, en este caso PHB y PLA, a una concentración de 1,25 g MPs Kg^{-1} no tiene efectos subletales en la especie *E. andrei* a medio corto plazo, al no afectar al crecimiento de la especie y tampoco a su eficacia reproductiva. La presencia de estas partículas en el suelo sin embargo, sí parece tener efecto sobre las comunidades microbianas de éste, ya que se han encontrado diferencias en la FDA a corto plazo entre el tratamiento sin MPs y los tratamientos con PHB, PLA y PE, donde la actividad fue mayor. Lo mismo parece ocurrir con DHA aunque en este caso no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tratamientos. En este estudio se utilizaron compuestos sin aditivos por lo que es probable que si se utilizasen productos comerciales los resultados pudieran diferir a los de este estudio.

5. Bibliografía

Atiwesh, G., Mikhael, A., Parrish, C. C., Banoub, J., & Le, T. A. T. (2021). Environmental impact of bioplastic use: A review. *Heliyon*, *7*(9), e07918.

Barragán, D. H., Pelacho, A. M., & Martin-Closas, L. (2016). Degradation of agricultural biodegradable plastics in the soil under laboratory conditions. *Soil Research*, *54*(2), 216-224.

Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L., & Zeng, E. Y. (2020). A global perspective on microplastics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, *125*(1), e2018JC014719.

Järvan M, Edesi L, Adamson A, Võsa T (2014) Soil microbial communities and dehydrogenase activity depending on farming systems. *Environmental Plant Soil* 60:459–463

Liu, H., Yang, X., Liu, G., Liang, C., Xue, S., Chen, H. & Geissen, V. (2017). Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil. *Chemosphere*, *185*, 907-917.

Rillig, M. C. (2018). Microplastic disguising as soil carbon storage. *Environmental Science technologies*, *52*, 6079-6080

Rillig, M. C., Ziersch, L., & Hempel, S. (2017). Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific reports*, *7*(1), 1-6.

Rodriguez-Seijo, A., Lourenço, J., Rocha-Santos, T. A. P., Da Costa, J., Duarte, A. C., Vala, H., & Pereira, R. (2017). Histopathological and molecular effects of microplastics in **Eisenia** *andrei* Bouché. *Environmental Pollution*, *220*, 495-503.

Sintim, H. Y., Bandopadhyay, S., English, M. E., Bary, A. I., DeBruyn, J. M., Schaeffer, S. M. & Flury, M. (2019). Impacts of biodegradable plastic mulches on soil health. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *273*, 36-49.

Wang, C., Zhao, J., & Xing, B. (2021). Environmental source, fate, and toxicity of microplastics. *Journal of hazardous materials*, *407*, 124357.

Weber, C. J., & Opp, C. (2020). Spatial patterns of mesoplastics and coarse microplastics in floodplain soils as resulting from land use and fluvial processes. *Environmental Pollution*, *267*, 115390.

Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2021). Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk. *Science of the Total Environment*, *780*, 146546.

Yi, M., Zhou, S., Zhang, L., & Ding, S. (2021). The effects of three different microplastics on enzyme activities and microbial communities in soil. *Water Environment Research*, *93*(1), 24-32.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado bajo el proyecto RisBioPlas (PCI2020-112110) cofinanciado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y la Agencia Estatal de Investigación (AEI).

FORMULACIÓN DE FERTILIZANTES A PARTIR DE NUTRIENTES RECUPERADOS DE EFLUENTES DE E.D.A.R.

Susana Peña[1], Priscila Ramos[1], Milagros Navarro[1], D. Javier López-Robles[1], Juana I. López-Fernández[1], Yolanda Arribas[1], Belén Alonso[1], José María Gómez-Palacios[2], Belén Estrada[2], Carlos Rad[1]

[1]Grupo de Investigación en Compostaje UBUCOMP. Universidad de Burgos, EPS La Milanera, c/ Villadiego s/n, 09001 Burgos. E-mail: crad@ubu.es
[2]BIOMASA PENINSULAR, C/ Constancia, 38. Bajo. 28002 Madrid.

Resumen: La recuperación de nutrientes a partir de residuos orgánicos como los lodos de depuradora, es una opción de creciente interés tecnológico y económico. La obtención de compuestos como sulfato amónico o estruvita, en diferentes grados de pureza, permite la reutilización de estos elementos en la formulación de nuevos fertilizantes. En este trabajo, se compara la utilización agronómica de un fertilizante comercial NPK 7-18-18, con dos fertilizantes recuperados (FR), que tienen la misma composición en nutrientes mayoritarios, y que han sido realizados con estruvita y sulfato amónico recuperados en digestatos de EDAR mediante dos procesos diferentes: vía húmeda (vh, ST<15%) y vía seca (vs, ST>15%). La experiencia agronómica en microparcelas se desarrolló en un cultivo de cebada (*Hordeum vulgare* L., var. Shakira) con cuatro tratamientos (control, NPK, FRvh y FRvs), con tres dosis de fertilización (200, 350 y 500 kg/ha) y cuatro réplicas. Los resultados muestran que los mejores rendimientos se obtuvieron con la dosis más alta, especialmente con los fertilizantes recuperados, si bien las diferencias no fueron estadísticamente significativas con respecto al fertilizante comercial. Los fosfatos recuperados en el proceso mostraron una solubilidad que no difería de la que presentaba el NPK comercial, con una composición muy baja de elementos traza, lo que abre una vía para su comercialización en la industria de fertilizantes, siendo un claro ejemplo de aplicabilidad de la economía circular a la gestión de lodos EDAR.

Palabras clave: Estruvita, sulfato amónico, lodos de depuradora, economía circular.

1. Introducción

El incremento de la población mundial y de sus demandas alimentarias ha supuesto el desarrollo de una agricultura cada vez más intensiva en el uso de suelo y con una mayor demanda de fertilizantes minerales. La síntesis de los fertilizantes NPK conlleva un elevado consumo energético en el caso del N, o la utilización de rocas minerales cuyas reservas son finitas, especialmente las de roca fosforada. Este hecho ha llevado a la Comisión Europea (2017) a incluir el P en la lista de las 20 materias críticas de especial interés estratégico.

La búsqueda de fuentes alternativas de nutrientes pasa necesariamente por recuperar aquellos que están presentes en numerosos residuos orgánicos producidos por la actividad ganadera, agroindustrial o urbana. De todos ellos, es en las aguas residuales o en los lodos de depuración donde se han desarrollado la mayor parte de los procesos para la recuperación del P y del N, dado su elevado volumen de producción y las posibilidades de incorporar dichos tratamientos a las actuales EDAR (Shaddel y col., 2019).

Tradicionalmente, el reciclado de estos nutrientes se ha realizado vía aplicación directa de los residuos o tras su acondicionamiento mediante procesos de compostaje, estabilización química o digestión anaerobia. Sin embargo, ninguno de estos tratamientos garantiza un contenido y disponibilidad de nutrientes definido, así como la ausencia de patógenos, contaminantes orgánicos o metales pesados en el suelo receptor (Zepon-Tarpani y col., 2020). Alternativamente, se analizan procesos que permitan la obtención de dichos nutrientes en formas cristalinas que posteriormente se puedan aplicar en la industria de fertilizantes.

La recuperación de compuestos fosforados puede realizarse de la fase líquida, con una recuperación que puede alcanzar el 40-50% de su contenido, o de los propios lodos EDAR o sus cenizas, llegando en este último caso la recuperación al 90%; en ambos casos su costo es

considerablemente más elevado que el del P extraído de roca fosforada (Cornel y Schaum, 2009). La combinación de digestión anaerobia y precipitación de fosfato, ya sea como fosfato tricálcico o como estruvita, son los procesos de mayor viabilidad para su implantación en plantas EDAR (Kabbe, 2017).

Por su parte, el exceso de N en el efluente final de las EDAR se elimina mediante procesos de denitrificación biológica, lo que supone cerrar el ciclo del N sin un aprovechamiento del mismo. La recuperación de sales como sulfato amónico o nitrato amónico, no ha sido rentable mediante procesos químicos convencionales dado el consumo de reactivos basificantes y energía. Sin embargo, la utilización de sistemas de intercambio mediante fibras huecas supone un importante avance en la recuperación de sales de amonio a partir de numerosos efluentes residuales (Derestani y col., 2017).

En este trabajo se han utilizado los fertilizantes recuperados de un efluente de planta EDAR para la elaboración de un fertilizante NPK 7-18-18, que fue posteriormente aplicado a un cultivo de cebada. En el tratamiento desarrollado, el efluente EDAR fue sometido a digestión anaeróbica mediante dos procesos diferentes: vía seca (>15% ST) o vía húmeda (<15% ST), tras los cuales se obtuvieron estruvita, por precipitación, y sulfato amónico mediante cristalización de la solución ácida circulante en un sistema de membranas. El objetivo final es comparar su capacidad fertilizante con la proporcionada por un fertilizante comercial de idéntica composición elemental.

2. Material y Métodos

Los fertilizantes recuperados han sido obtenidos en una planta piloto que trata los digestatos clarificados por centrifugación obtenidos en la digestión anaeróbica por vía seca y húmeda. Las características físico-químicas de los productos fertilizantes obtenidos aparecen en la Tabla 1. El fertilizante comercial utilizado tiene una composición NPK 7-18-18. A partir de la composición elemental de los productos recuperados, se sintetizaron dos fertilizantes de idéntica composición al fertilizante mineral denominados FR_vs y FR_vh.

La experiencia agronómica se desarrolló en una finca experimental localizada en el municipio de Ros, Burgos (42°29'17.2"N; 3°48'39.6"W), con un suelo clasificado como *Cambisol crómico* (*CMx*). La finca se subdividió en microparcelas de 2*x*2 m^2, debido a las bajas cantidades de fertilizante residual disponible, con 0,5 m de distancia entre ellas. El diseño de la experiencia se realizó utilizando dos factores fijos: dosis de fertilizante, con 200, 350 y 500 kg ha^{-1}, y tipo de fertilizante: comercial FC, recuperados, FR_vs y FR_vh, así como un control sin fertilización (C) y cuatro réplicas. En total se instalaron 40 microparcelas distribuidas al azar. En Febrero se realizó la siembra de cebada (*Hordeum vulgare* L. Var. Shakira) con una densidad de 150 kg ha^{-1}. En Mayo se tomaron muestras de suelo superficial (0-20 cm), se determinó clorofila con medidor SPAD (CCM200), se aplicó una fertilización de cobertera de 300 kg ha^{-1} de NAC y un riego manual de 5 L m^{-2}. La cosecha se realizó a finales de julio utilizando una cosechadora experimental, con pesaje de grano y paja producida. Ese mismo día, se realizó el muestreo final de suelo de la parcela.

Los parámetros químicos analizados en las muestras de suelo fueron: pH y conductividad eléctrica (1:5, agua), C y N totales por combustión (LECO, TruSpec), P-Olsen mediante flujo segmentado (SKALAR, San+), cationes de cambio y elementos biodisponibles, mediante extracción Mehlich y posterior análisis mediante ICP-OES (SPECTRO, Genesis). Por su parte, en las muestras de cosecha, se determinó la humedad, el peso específico, peso de 1000 semillas y su contenido en NT (LECO).

3. Resultados y Discusión

Las características de los fertilizantes recuperados se recogen en la Tabla 1. Se observa una mayor riqueza en P-total en la muestra EST_vs que la EST_vh, no así en el caso del N.

Tabla 1. Composición elemental de los fertilizantes recuperados.

Composición	Estruvita (EST)		Sulfato amónico (SA)	
	Vía Húmeda (vh)	Vía Seca (vs)	Vía Húmeda (vh)	Vía Seca(vs)
Total C (%)	7,91 ± 0,25	0,88 ± 0,00	0,01 ± 0,00	0,94 ± 0,24
Total N (%)	7,17 ± 0,23	2,72 ± 0,03	20,70 ± 2,21	6,22 ± 1,77
Total P (%)	3,49 ± 0,07	8,67 ± 0,19	n.d.	n.d.
Total S (%)	0,20 ± 0,02	0,21 ± 0,02	24,58 ± 1,64	19,76 ± 1,26

Los porcentajes de N y P en estruvita de síntesis debieran ser 10,20 y 22,56%, respectivamente, suficientes como para formular el fertilizante compuesto 7-18-18 análogo al fertilizante comercial empleado. Con los porcentajes obtenidos de los productos recuperados no es posible alcanzar dicha composición, por lo que se ha procedido a dopar dichos materiales con KH_2PO4 y K_2SO_4 en unas cantidades que cubran simultáneamente las necesidades de P y K del fertilizante (Tabla 2). Posteriormente, con dichos productos se formularon las mezclas fertilizantes utilizando caolinita como elemento inerte.

Tabla 2. Mezclas realizadas en la obtención de estruvita dopada de vía seca y húmeda y mezcla final realizada para los fertilizantes recuperados.

Compuestos	Dopado estruvita		Compuestos	Mezclas fertilizantes	
	EST_vs_dopada	EST_vh_dopada		FR_vs	FR_vh
ESTvs	28.27	19.39	Peso SA_vs/vh	27.70	14.42
KH_2PO_4	49.16	57.69	Peso EST_vs/vh_dopada	56.72	56.72
K_2SO_4	22.58	22.93	Inerte	15.58	28.87
Peso mezcla (g)	100.00	100.00	Peso mezcla (g)	100.00	100.00

La Figura 1 muestra el efecto de la fertilización de fondo y cómo los valores de SPAD son mayores en la dosis más alta empleada, especialmente con los FR de vía seca. En la Figura 2 se observa la disponibilidad de *o*-fosfato y amonio y su respuesta a las dosis de fertilización introducida. Se observa, que a pesar de la alta variabilidad debida a la pequeña superficie de las microparcelas, existe una respuesta estadísticamente significativa con la dosis de P aplicado en el caso de los fertilizantes recuperados.

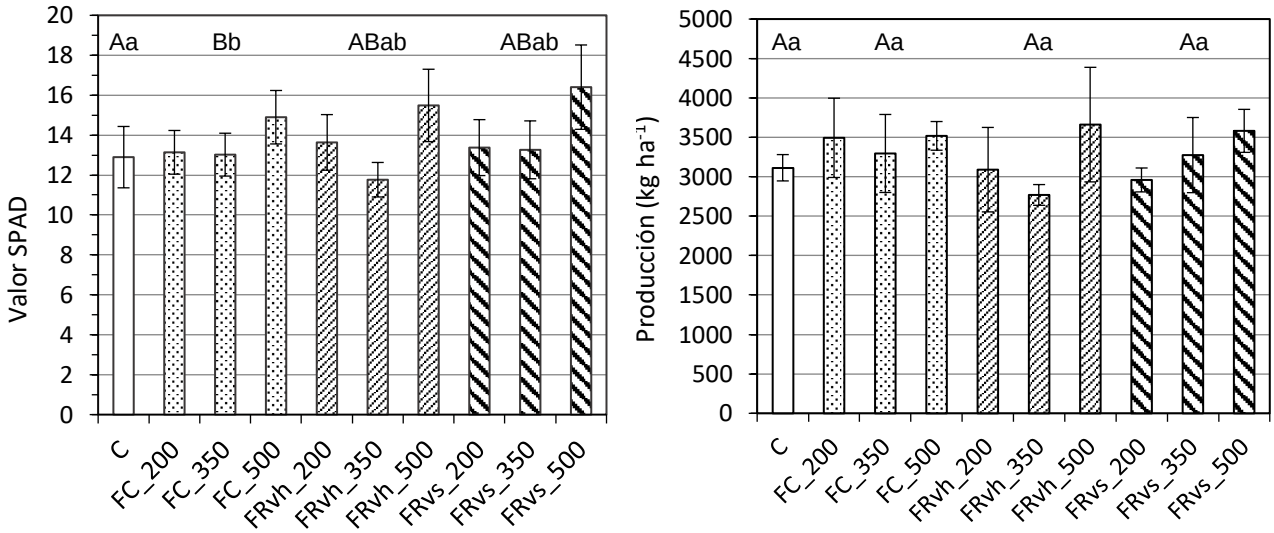


Figura 1. Variación del Valor SPAD y la producción de grano en función de la fertilización aplicada. Letras diferentes indican significación estadística (Mayúsculas tratamientos, minúsculas dosis).

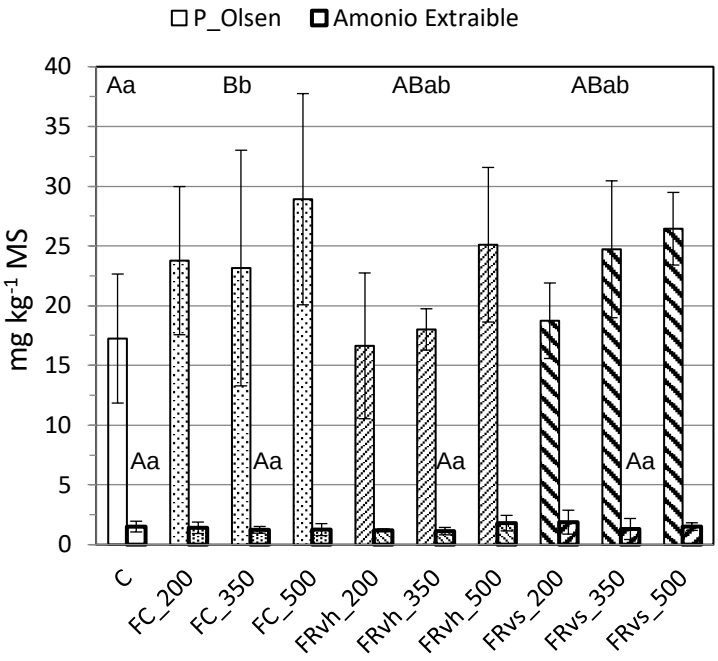


Figura 2. Variación de la concentración de P-Olsen y Amonio extraíble en el muestreo intermedio en función de la fertilización empleada. Letras diferentes indican significación estadística (Mayúsculas tratamientos, minúsculas dosis).

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos demuestran que es posible la sustitución mineral en la formulación de fertilizantes NPK por minerales recuperados a partir de efluentes separados tras la digestión de fangos EDAR: más del 25% en el caso del P y el 100% en el caso del N.

Un incremento de la eficiencia del proceso de precipitación de estruvita, con el logro de fracciones más cristalinas, supondría una optimización notable del proceso al disminuir la necesidad de sales fosfatadas.

5. Bibliografía

Cornel P., Schaum C., 2009. Phosphorus recovery from wastewater: needs, technologies and costs. *Water Sci. Technol*. 59: 1069-1076.

Darestani M., Haigh V., Couperthwaite S.J., Millar G.J., Nghiem L.D., 2017. Hollow fibre membrane contactors for ammonia recovery: Current status and future developments. *J. Environ. Chem. Eng*. 5: 1349-1359.

European Commission. 2017. *Committee and the Committee of the Regions on the 2017 List of Critical Raw Materials for the EU*. European Commission: Brussels, Belgium, 2017.

Kabbe C., 2017. Circular Economy: Bridging the Gap Between Phosphorus Recovery and Recycling. En: H. Ohtake, S. Tsuneda (Eds.) *Phosphorus Recovery and Recycling*. Ed. Springer, Berlin, pp. 45-57.

Shaddel S., Bakhtiary-Davijany H., Kabbe C., Dadgar F., Østerhus S.W., 2019. Sustainable Sewage Sludge Management: From Current Practices to Emerging Nutrient Recovery Technologies. *Sustainability* 11, 3435.

Zepon-Tarpani R.R., Alfonsín C., Hospido A., Azapagic A., 2020. Life cycle environmental impacts of sewage sludge treatment methods for resource recovery considering ecotoxicity of heavy metals and pharmaceutical and personal care products. *J. Environ. Manage*. 260: 109643.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto CIEN del CDTI (Ministerio de Ciencia e Innovación) *3R2020+: del Residuo al Recurso mediante el Reciclaje*.

FROM LAB TO MARKET. RETOS EN EL ESCALADO Y COMERCIALIZACIÓN DE LA FERMENTACIÓN EN ESTADO SÓLIDO

Teresa Gea[1], Xavier Font[1], Raquel Barrena[1], Adriana Artola[1], Antoni Sánchez[1], Antonio Javier Moral[1], Alejandra Rodríguez[1], María Eugenia Martínez[2]

[1]GICOM, Departmento de Ingeniería Química, Biológica y Ambiental, Escola d'Enginyeria, Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra, 08193 Barcelona, España
[2]Centro de Biotecnología de Sistemas, Universidad Andrés Bello (CSB-UNAB), Fernández Concha 700—Las Condes, Santiago 7591538, Chile

Resumen: La fermentación en estado sólido (FES) se propone como una tecnología clave en el desarrollo de nuevas cadenas de valor a partir de residuos sólidos orgánicos. Esta permite obtener diferentes productos comercializables, además de compost y biogás, y por tanto se perfila imprescindible para la implementación de una bioeconomía circular. Sin embargo, la mayoría de las publicaciones describen resultados a escala laboratorio, usando pocos gramos de residuo y centrados principalmente en la fermentación, ignorando la posterior recuperación del producto. En esta presentación daremos una perspectiva amplia sobre los retos de la comercialización de la FES de residuos de la industria alimentaria para la producción de biosurfactantes. Partiremos de un proceso de FES mesófila optimizado a escala laboratorio (biorreactores de 500 mL) en el que la levadura *Starmerella bombicola* produce soforolípidos a partir de torta de prensado de aceite de girasol y melazas. Abordaremos el escalado de este proceso mesófilo en equipos de 22 y 100L y los efectos del cambio de escala en la productividad. Analizaremos la eficacia de sistemas de recuperación y purificación alternativos al uso de solventes orgánicos, como los sistemas de dos fases acuosas y la extracción con fluidos supercríticos. Finalmente se presentarán los prometedores resultados de un análisis tecno-económico que proporciona un modelo donde identificar oportunidades de mejora y testar la eficacia de posibles modificaciones del sistema.

Palabras clave: residus agroalimentarios; biosurfactantes, análisis tecnoeconómico.

1. Introducción

La implementación de la bioeconomía circular requiere del desarrollo de nuevas cadenas de valor que suministren un amplio rango de productos a partir de efluentes residuales. La fermentación en estado sólido (FES) consiste en la fermentación de sustratos orgánicos en ausencia de agua libre y se propone como una prometedora tecnología para la transformación de residuos en bioproductos, plenamente complementaria a la producción de compost y/o biogás. Un ejemplo ilustrativo de esto es nuestra propuesta de obtención de biosurfactantes a partir de residuos de la industria alimentaria mediante la levadura *S. bombicola* que ilustra la Figura 1.

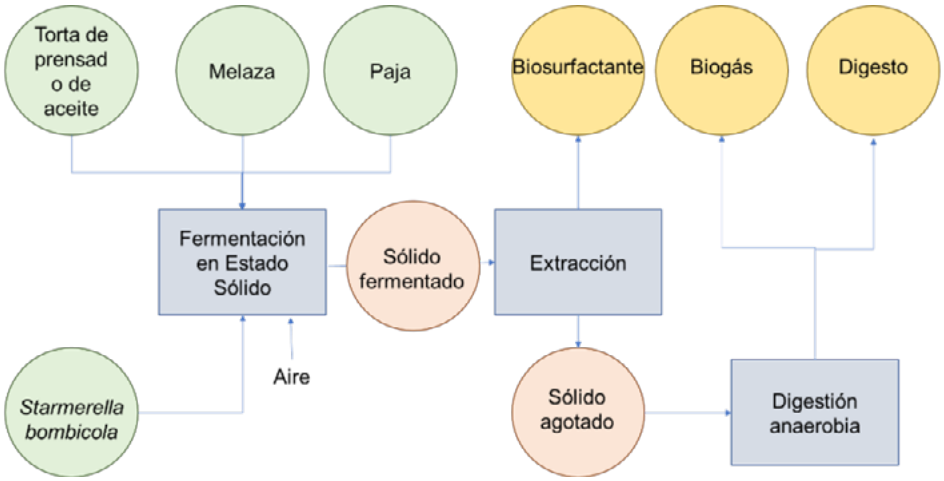


Figura 1. Proceso integrado de producción de biosurfactantes y biogás a partir de residuos de la industria agroalimentaria (Rodríguez y col., 2021).

Pese al creciente número de publicaciones sobre FES, la mayoría de los trabajos describen resultados a escala laboratorio que no enfrentan los retos inherentes al desarrollo de esta tecnología a escala industrial. La heterogeneidad de la matriz sólida y los problemas de transferencia de energía condicionan la productividad del proceso. La dificultad de controlar la temperatura es especialmente relevante en el caso de usar cepas mesófilas. También hay una escasez de trabajos donde se explore la extracción del producto, especialmente compleja si éste no es soluble. Por último, un análisis tecnoeconómico permitiría confirmar si la tecnología es viable y ayudaría a detectar los aspectos que requieren de más urgente atención. En este documento, se revisarán estos retos, utilizando como caso modelo la producción de soforolípidos (SL, moléculas biosurfactantes) a partir de residuos de la industria agroalimentaria con la levadura mesófila *S. bombicola.*

2. Material y Métodos

2.1 Materiales

Para la producción de SL se requieren una fuente de carbono hidrofóbica y otra hidrofílica. Los sustratos para la fermentación fueron la torta de prensado de aceite de girasol tras el proceso de winterización (WOC, eliminación de ceras) y melazas de la industria azucarera. Como material estructurante se usó paja de trigo. Se inoculó *S. bombicola* en un 10%.

2.2 Fermentación en Estado Sólido

Las fermentaciones se realizaron en dos biorreactores cilíndricos de lecho empacado de 22 y 100L de volumen total con agitación (Figura 2). Se alimentó un caudal de aire en el rango 20 - 35 L kg^{-1} h^{-1}. La temperatura se monitoreó con sensores de botón 12 T (iButton, Thermochron, Reino Unido) que se distribuyeron en la matriz sólida en diferentes posiciones radiales y axiales. La temperatura ambiente se mantuvo entre 19 y 25ºC.

Figura 2. Bioreactores para FES. a) Escala laboratorio de referencia (500 mL); b) 22 L; c) 100L.

2.3 Extracción del producto de la matriz sólida

Se compararon las extracciones convencionales con solventes orgánicos con la extracción mediante sistemas de dos fases acuosas inmiscibles, utilizando sistemas de sal-etanol.

2.4 Análisis tecno-económico

El escenario base considera una instalación industrial que trata 750 Tn/año de WOC, con una productividad de 0,026 g SL g^{-1} MS_i d^{-1}. Se usan melazas como co-substrato para el WOC y paja como soporte. El producto se extrae mediante extracción sólido-líquido con acetato de etilo y la pureza es del 80%. Los detalles del proceso se pueden encontrar en Martínez y col. (2022). Los sólidos agotados se gestionarían en una instalación de digestión anaerobia considerando un potencial de 232 L CH_4/kg SV (Rodríguez y col, 2021).

3. Resultados y Discusión

3.1. Efecto de cambio de escala

Al incrementar la escala de operación de 0,5 a 22 y 100L se observó un incremento considerable de la temperatura, mayor a mayor escala, y la existencia de gradientes de hasta 15ºC (Figura 3). Las fermentaciones de referencia a escala laboratorio se realizaron a temperatura controlada de 30ºC. En los biorreactores, se aplicó una aireación de 20 L kg^{-1} h^{-1} al inicio del proceso, incrementándola a 30-35 L kg^{-1} h^{-1} tras 48h para aumentar la disipación de calor y mantener las temperaturas cercanas a 30ºC (Rodríguez y col, 2021).

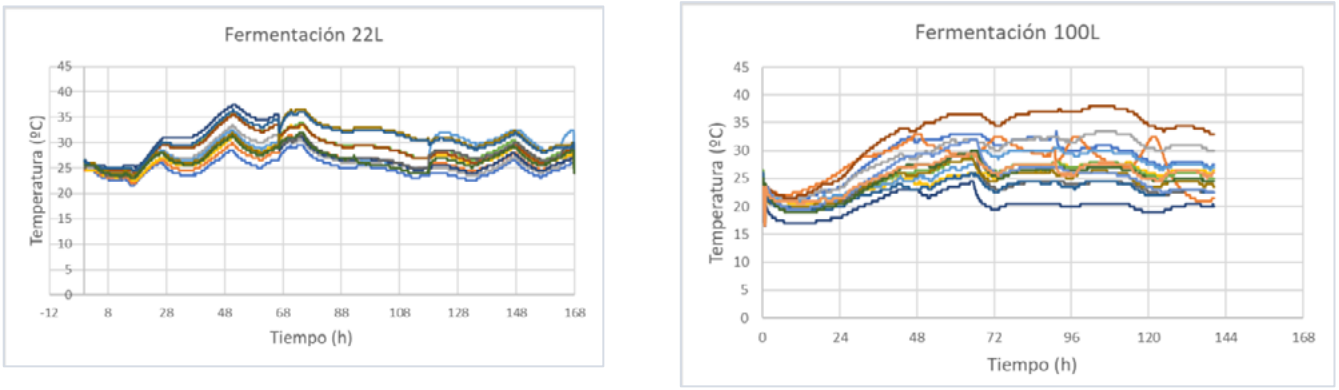


Figura 3. Perfiles de temperatura en la matriz sólida en reactor de 22 L (izquierda) y de 100L (derecha).

La Tabla 1 muestra los rendimientos de producción. A pesar de que se alcanzaron temperaturas superiores a los 30 y 36ºC, los rendimientos fueron similares a los obtenidos previamente a escala laboratorio. A 22 L se obtuvieron rendimientos superiores y a 100L inferiores, pero no estadísticamente diferentes a la producción de referencia. Estos resultados apuntan a la capacidad de la levadura para prosperar en un perfil de temperatura dinámico. Una mayor amplitud térmica afectó el rendimiento general. Es necesario adoptar estrategias para controlar los gradientes de temperatura, por lo que se considerarán en futuras investigaciones.

Tabla 1. Comparativa de rendimiento y productividad másica y volumétrica a diferentes escalas de operación (Rodríguez y col., 2021).

Escala / Producción	Escala laboratorio (0.5L)	Bioreactor 22 L	Bioreactor 100 L
Rendimiento g SL g^{-1} MS_i	$0,16^{ab}$	$0,19^{a}$	$0,14^{b}$
Productividad g SL g^{-1} MS_i d^{-1}	0,028	0,026	0,021
Rendimiento g SL L^{-1}	$14,8^{cd}$	$17,6^{c}$	$14,0^{cd}$
Productividad g SL L^{-1} d^{-1}	2,747	2,534	2,016

Valores seguidos con letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$)

3.2. Extracción del producto

La recuperación de soforolípidos de la matriz sólida compleja que constituyen los sólidos fermentados es todo un reto, ya que éstos tienen afinidad por los aceites presentes. Además, su solubilidad es reducida. La extracción con solventes orgánicos supone un considerable impacto ambiental y un riesgo para los trabajadores. Por ello, es necesario explorar otras tecnologías como la extracción con fluidos supercríticos o subcríticos, o los sistemas de dos fases acuosas inmiscibles (ATPS). La Figura 4 muestra los rendimientos de extracción de 5 ATPS (sulfato de amonio – etanol) en comparación con la extracción convencional usando acetato de etilo o etanol. Cómo se puede observar, los rendimientos fueron significativamente superiores. Se ampliará esta investigación considerando otros sistemas ATPS, como aquellos que usan polietilenglicol.

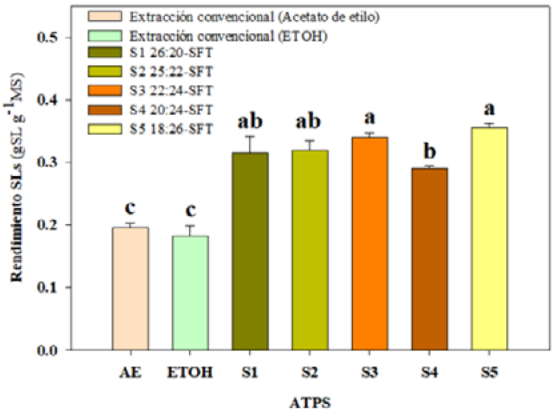


Figura 4. Rendimiento de SLs extraídos con ATPS etanol-sales (S1 a S5, diferentes proporciones de etanol y sulfato de amonio) y comparativa con extracción convencional con acetato de etilo o etanol. Las mismas letras indican que no hay diferencias significativas a un valor de $p < 0.05$ (Rodríguez, 2020).

3.3. Análisis tecno-económico

Con el objetivo de confirmar que el proceso en desarrollo sea viable económicamente, se realizó una análisis tecno-económico preliminar (Martínez y col., 2022), en el que se evaluó el escenario base y se comparó con el uso de otros materiales de soporte (cascarilla de arroz y fibra de coco) y sustratos (aceites puros o residuales como aceites de fritura), para considerar materiales alternativos disponibles según la región o la estacionalidad. La capacidad de producción osciló entre 325 y 414 t de SL por año. Se calculó un coste unitario de producción en el rango 5,1 - 6,9 USD/kg SL según el material de soporte. Sorprendentemente, los resultados muestran una mayor influencia en los costes de proceso de las propiedades físicas (densidad aparente, capacidad de retención hídrica) de los sustratos y soportes que los costes de compra del sustrato o el rendimiento de producción. La recuperación de SL de la matriz sólida fue el factor que más contribuyó a los costes de operación, mientras que los equipos de fermentación condicionaron los costes de inversión.

4. Conclusiones

El desarrollo a escala comercial de la producción de SL a partir de residuos depende de superar retos relacionados con la operación de biorreactores a gran escala y la extracción del producto. Es necesario desarrollar nuevos sistemas fermentativos que eviten el aumento de temperatura y la heterogeneidad en la matriz, si bien los microorganismos demuestran capacidad de adaptación, manteniendo los niveles de producción hasta 100L. Las nuevas tecnologías de extracción son clave para aumentar rendimientos y mejorar la economía del proceso y su impacto ambiental. Finalmente, el modelo desarrollado para el análisis tecno-económico es una herramienta útil para testar el efecto de modificaciones en el proceso. Este análisis ha puesto de relevancia la importancia de las propiedades fisicoquímicas en la economía de procesos FES.

5. Bibliografía

Martínez M., Rodríguez A., Gea T., Font X., 2022. A Simplified Techno-Economic Analysis for Sophorolipid Production in a Solid-State Fermentation Process. *Energies*. 15(11):4077.

Rodríguez A., 2020. Producción, escalado y recuperación de soforolípidos mediante fermentación en estado sólido con la cepa *Starmerella bombicola*. Tesis doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.

Rodríguez A., Gea T., Font X., 2021. Sophorolipids Production from Oil Cake by Solid-State Fermentation. Inventory for Economic and Environmental Assessment. *F. Chem. Eng. 3:632752. doi: 10.3389/fceng.2021.632752*

6. Agradecimientos

Ministerio de Ciencia e Innovación (Project PID2020-114087RB-I00).

ENFOQUE CIRCULAR DE AVIENERGY PARA LA GESTIÓN DE LAS DEYECCIONES AVÍCOLAS

Mª Pilar Bernal, Beatriz Lorente, Rafael Clemente

Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Murcia;
email: pbernal@cebas.csic.es

Resumen: AVIENERGY es un proyecto de Grupo Operativo supra-autonómico cuya finalidad es promover un uso más eficiente de los recursos en el sector avícola, aplicando una estrategia basada en los fundamentos de la bioeconomía circular y posibilitando un aprovechamiento más eficiente de los residuos generados en la actividad avícola, para mejorar la competitividad y el impacto medioambiental del sector. Este proyecto se centra en la valorización termoquímica de las deyecciones generadas en las explotaciones avícolas (pollinaza, gallinaza y pavinaza), a fin de obtener una fuente de energía renovable y materiales fertilizantes (cenizas) para el aprovechamiento de sus nutrientes en el suelo. Esta solución es una herramienta eficiente y medioambientalmente sostenible para la reducción de gases de efecto invernadero y mejorar, de este modo, la competitividad del sector. Además, el uso agrícola de las cenizas permitirá el aprovechamiento de los nutrientes proporcionando circularidad al proceso de gestión.

Palabras clave: cenizas, eficacia fertilizante, estiércol, valorización termoquímica.

1. Introducción

El sector avícola es el segundo mayor productor mundial de carne, tan solo superado por el porcino. En España, la industria avícola es una de las que mayor crecimiento ha experimentado en los últimos años. El incremento de la demanda de carne de pollo y huevos, así como de pavo, ha desencadenado un importante conflicto asociado a la enorme acumulación de excrementos, lo que conlleva un serio problema medioambiental y económico. La expansión experimentada en el sector, obliga cada vez más a los granjeros a optimizar las prácticas de tratamiento de los estiércoles producidos aplicando criterios de economía circular, ya que una mala praxis puede desencadenar efectos nocivos sobre el entorno (contaminación de los suelos, acuíferos y/o emisiones). Atendiendo a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs), derivados de la producción avícola, el mayor responsable de impacto es la producción de pienso con un 60%, seguido de un 20% derivado de los cambios de uso del suelo y un 11% procedente de la gestión y almacenamiento del estiércol. La pollinaza, gallinaza y pavinaza representan por tanto uno de los residuos más abundantes y problemáticos del sector.

Hasta el momento, la mayoría de estos residuos son aplicados directamente en los suelos agrícolas, lo cual, bien gestionado, resulta una manera correcta de reciclar la materia orgánica y los nutrientes. Sin embargo, sin una gestión adecuada pueden llegar a producirse problemas de contaminación y de impacto ambiental (salinidad, desequilibrios de nutrientes, dispersión de patógenos, emisiones de olores y gases, etc.; Burton y col., 2003). Por todo esto, AVIENERGY tiene como fin posibilitar un aprovechamiento más eficiente de los estiércoles generados en la actividad avícola, para mejorar la competitividad y el impacto medioambiental del sector en zonas de alta carga ganadera, donde la producción de estiércol excede la capacidad de los suelos agrícolas para su utilización. Por ello, se pretende implantar un proceso termoquímico de combustión de la gallinaza, pavinaza y pollinaza para la producción de energía térmica en las granjas, y la utilización de las cenizas obtenidas como materiales fertilizantes.

2. Materiales y métodos

El proyecto está estructurado en siete paquetes de trabajo (PT; Figura 1): 1. Caracterización y pretratamiento de los biocombustibles; 2. Diseño, construcción, montaje y puesta a punto del sistema de combustión; 3. Caracterización de las corrientes sólidas y gaseosas e implementación de medidas de limpieza del gas de salida; 4. Recuperación de la energía

obtenida en las deyecciones como recurso energético (calor) y de electricidad utilizables en la explotación; 5. Evaluación de las cenizas como materiales fertilizantes y/o como componente en la preparación de fertilizantes; 6. Impacto ambiental de la solución propuesta; 7. Divulgación y transferencia de resultados. Para la evaluación de las cenizas como materiales fertilizantes y/o como componente en la preparación de fertilizantes, el PT5 incluye actividades destinadas a desarrollar un protocolo de utilización agrícola de las cenizas obtenidas como fuente de nutrientes para la agricultura. Ello incluye la caracterización físico-química de las cenizas y de su toxicidad para definir sus potenciales usos agrícolas, la evaluación de las cenizas como material fertilizante, y el aprovechamiento de nutrientes en el suelo.

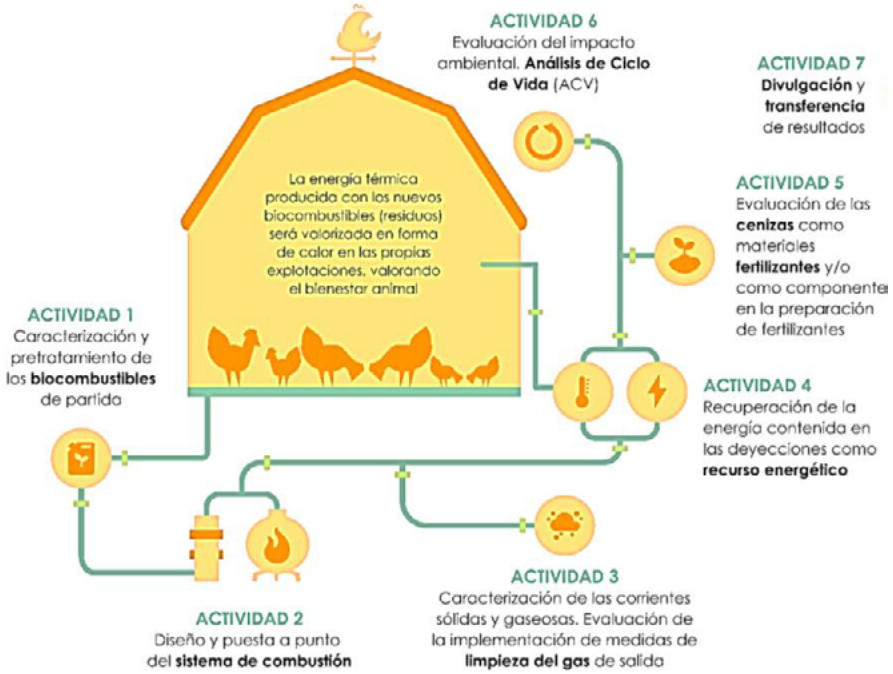


Figura 1. Diagrama de actividades llevadas a cabo en el proyecto AVIENERGY.

3. Resultados y discusión

3.1. Características de las cenizas

La tarea inicial ha consistido en la recopilación bibliográfica del contenido mineral de las cenizas procedentes de diferentes fuentes, a fin de comparar con las que se obtengan de la combustión de la gallinaza, pavinaza y pollinaza en el proyecto. Se han encontrado datos de cenizas procedentes de la combustión de diversos tipos de maderas, de restos vegetales herbáceos, de paja de cereales y también de estiércoles procedentes del sector avícola, pero sin diferenciar en el tipo de animal (Tabla 1). Según los datos recogidos, destacan los valores de fósforo (P) en las cenizas procedentes del estiércol avícola, que pueden llegar a alcanzar 106 g kg^{-1}. Dichas cenizas de estiércol también poseen mayores concentraciones de potasio (K) que las cenizas de madera, lo que las hace interesantes para un posible uso fertilizante.

Uno de los problemas asociados al uso de las cenizas se debe a la presencia de contaminantes inorgánicos, como metales pesados y metaloides (elementos potencialmente tóxicos). Estos deben cuantificarse y estudiar su efecto en el suelo, a fin de garantizar un adecuado uso de las cenizas de combustión (James, 2012). Según los datos disponibles, las cenizas procedentes de madera alcanzan las mayores concentraciones de As, Cd, Cr, Pb y V, debido a los tratamientos a que se someten las mismas, mientras que las cenizas procedentes de paja de cereales contienen las menores concentraciones de dichos elementos. Respecto a las cenizas de estiércol avícola, conviene destacar los altos valores que pueden alcanzar en Ca y Mg, pero también en Cu y Zn (cerca de 3500 y 3800 mg kg^{-1}, respectivamente), que puede ser

una limitación importante para su uso agrícola. Aunque no existe mucha información al respecto, un dato importante a tener en cuenta es la capacidad neutralizante que pueden tener las cenizas, asociadas principalmente a su contenido de Ca. Se ha comprobado que la elevada alcalinidad de cenizas procedentes de la combustión de poda de vid, proporcionó una capacidad neutralizante elevada (25-34% CaO), pero baja en el caso de cenizas de madera (5,0-7,4% CaO), lo que hace que las primeras sean interesantes como enmiendas de suelos ácidos (Bernal y col., 2020). Las cenizas procedentes de estiércol de ave poseen elevada capacidad neutralizante (22 % CaO), tal y como indica su pH de 11,6 y la alta concentración de Ca que pueden alcanzar.

Tabla 1. Intervalo de concentraciones de nutrientes y elementos potencialmente tóxicos en las cenizas en función de su origen (Huygens y col., 2019; Lanzerstorfer, 2017).

Elementos	Madera	Herbáceos	Paja	Estiércol avícola
P (g kg^{-1})	1-27	10-90	4-46	≤ 106
K (g kg^{-1})	18-86	20-440	104-317	46-213
Ca (g kg^{-1})	30-349	20-310	17-218	≤ 322
Mg (g kg^{-1})	5-29	10-50	10-85	≤ 79
Si (g kg^{-1})	≤ 369	40-400	37-360	≤ 27
S (g kg^{-1})	≤ 9	≤ 40	5-20	≤ 31
Na (g kg^{-1})	2-22	≤ 50	1-182	≤ 55
Fe (g kg^{-1})	≤ 31	≤ 10	3-20	≤ 44
Cu (g kg^{-1})	0,03-0,53	≤ 0,158	0,01-0,08	0,04-3,43
Mn (g kg^{-1})	0,9-13		≤ 4,348	0,024-4,6
Zn (g kg^{-1})	0,11-2,9	≤ 0,66	0,06-0,37	0,16-3,80
As (mg kg^{-1})	3-72	≤ 13	2,8-11,8	0,3-15
Cd (mg kg^{-1})	0,1-15	≤ 5	0,1-8	0,2-3,4
Cr (mg kg^{-1})	15-360	≤ 82	5-22	4-112
Ni (mg kg^{-1})	3-65	≤ 45	4-32	5-42
Pb (mg kg^{-1})	6-116	≤ 41	1-20	1-44
V (mg kg^{-1})	7-74	≤ 46	3-19	3-24

3.2. Uso agrícola

La actual legislación de fertilizantes UE (Reglamento (UE) 2019/1009) ha sido modificada en los anexos II, III y IV por el Reglamento Delegado de la Comisión (Bruselas, 6.7.2021C(2021) 4751 final) para incluir una nueva categoría de materiales componentes CMC 13: Materiales de oxidación térmica y sus derivados. En ellos se define como "un producto fertilizante UE podrá contener materiales de oxidación térmica obtenidos por conversión termoquímica, en condiciones sin limitación de oxígeno, exclusivamente de una o varias de las siguientes materias primas" entre las que se incluye el estiércol como subproductos animales incluidos en el Reglamento sobre subproductos animales. Así, las cenizas de combustión quedan incluidas como una nueva categoría de materiales para la preparación de fertilizantes. Entre los condicionantes incluye un límite para ciertos elementos: Cr total<400, Talio (Tl)< 2, Cloro (Cl^-)< 30 y Vanadio (V)< 600, todos en mg kg^{-1} de materia seca, especialmente si proceden de ciertos procesos/materiales, entre los que se incluyen los estiércoles. Se ha comprobado que, en el caso de las cenizas de madera, los elementos que más riesgo representan son As y Pb. Los límites aceptables para este tipo de cenizas (Asare y col., 2022) son: As 20, Pb 100, Cd 3, Ni 50, Co 50 y Cr 100 (en mg kg^{-1} ms), Comparativamente, las cenizas procedentes de estiércol avícola podrían tener ciertos riesgos respecto a Cd y Cr.

La utilización principal de las cenizas consiste en su uso agrícola, en construcción y como combustible, en función de sus características (Gómez-Barea y col., 2009). El uso agrícola de las cenizas de combustión se restringe al aprovechamiento de los nutrientes de las mismas, principalmente P, K y elementos alcalinos como el Ca y Mg, responsables de su capacidad neutralizante (Bernal y col., 2020). La eficacia fertilizante de N de las cenizas de combustión de madera y de poda de vid, aunque ligeramente inferior al fertilizante mineral, podrían sustituir el

80% de la fertilización de N mineral (Bernal y col., 2020). Dicho estudio basó la dosificación de las cenizas en su concentración de N, lo que supuso aplicaciones excesivas de P y K para las necesidades del cultivo, que llevó a una baja eficacia fertilizante de dichos elementos (P<15 % y K<19 %). No obstante, el exceso de dichos elementos permaneció en el suelo en formas asimilables. Por ello, Bernal y col. (2020) recomendaron la dosificación de las cenizas en base a su concentración de P y K. Comparando composición con los datos de caracterización de las cenizas de estiércol de ave (Tabla 1), estas pueden llegar a superar los niveles de P, K, Ca y Mg de las cenizas de madera y de vid, por lo que es de esperar que posean superior capacidad fertilizante.

4. Conclusiones

La revisión bibliográfica ha mostrado la capacidad de las cenizas de combustión como fuente de fósforo y potasio y que, además, están reguladas y pueden utilizarse como componente de material fertilizante según la Legislación Europea.

La elevada variabilidad de los datos de composición de cenizas de combustión, incluso dentro del mismo tipo de material original, apoya la necesidad de caracterizar las cenizas de combustión de gallinaza, pavinaza y pollinaza generadas en el quemador diseñado en Avienergy.

La mayor parte de la investigación respecto a la combustión de materiales residuales se centra en fuentes ricas en carbono (como puedan ser los restos de poda), por lo que el uso de estos materiales es novedoso y puede ayudar a mejorar la competitividad y el impacto medioambiental del sector avícola.

5. Bibliografía

Asare M.O., Afriyie J.O., Hejcman M., Jungová Krbová M., 2022. Can wood ashes of commonly planted tree species in Ghana be applied as fertilizers? *Waste Biomass Valor.* 13, 1043–1058.

Bernal M.P., Clemente R., Olaya E., Rodríguez-Abalde A., 2020. Capacidad fertilizante de las cenizas de combustión utilizadas en la depuración del biogás. En: M.A. Gómez Sánchez, A.I. González Hernández, M.R. Morales Corts, R. Pérez Sánchez (Eds.) *Compostaje Webinars 2020*. REC, pp. 77-81.

Burton C.H., Turner C., 2003. *Manure Management. Treatment Strategies for Sustainable Agriculture*. Silsoe Research Institute, Bedford.

Gomez-Barea A., Vilches L., Campoy M., Fernandez-Pereira C., 2009. Plant optimization and ash recycling in fluidised waste gasification. *Chem. Eng. J.* 146, 227–236.

Huygens D., Saveyn H.G.M., Tonini D., Eder P., Delgado Sancho L., 2019. Technical proposals for selected new fertilising materials under the Fertilising Products Regulation (Regulation (EU) 2019/1009) - Process and quality criteria, and assessment of environmental and market impacts for precipitated phosphate salts & derivates, thermal oxidation materials & derivates and pyrolysis & gasification materials, EUR 29841 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

James A.K., Thring R.W., Helle S., Ghuman H.S., 2012. Ash Management Review—Applications of Biomass Bottom Ash. *Energies* 5, 3856-3873.

Lanzerstorfer C., 2017. Chemical composition and properties of ashes from combustion plants using Miscanthus as fuel. *J. Environ. Sci.* 54, 178–183.

Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE y se modifican los Reglamentos (CE) nº 1069/2009 y (CE) nº 1107/2009 y se deroga el Reglamento (CE) nº 2003/2003. Diario Oficial de la Unión Europea L 170, 1-114.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado dentro del Proyecto AVIENERGY-De residuo a recurso: Economía circular en el sector avícola mediante el aprovechamiento energético de las deyecciones. Proyecto de innovación cofinanciado en un 80% por el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) de la Unión Europea y en un 20% por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, en el marco del Programa Nacional de Desarrollo Rural 2014-2020. La Dirección General de Desarrollo Rural, Innovación y Formación Agroalimentaria (DGDRIFA) es la autoridad encargada de la aplicación de dichas ayudas.

PRODUCCIÓN DE ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES A PARTIR DE SUBPRODUCTOS DEL PROCESADO DE PIMIENTOS

Berta Riaño, Beatriz Molinuevo-Salces, María Cruz García-González

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL). Ctra. La Coruña, km. 119. Finca Zamadueñas. 47071, Valladolid, España. riairabe@itacyl.es (B. Riaño)

Resumen: En este trabajo se evaluó la producción de ácidos grasos volátiles (AGVs) mediante fermentación anaerobia en distintas condiciones como una alternativa para la valorización de los subproductos del procesado de pimientos. Específicamente, se realizaron tres ensayos en discontinuo para evaluar el efecto del pH inicial (10.0 y 5.5) y la adición de un inhibidor de metanogénesis sin control de pH. La mayor producción de AGVs (1.31 g demanda química de oxígeno (DQO) por g de sólido volátil (SV) añadido) se obtuvo con un pH inicial de 5.5. El ácido acético y el ácido butírico fueron los productos principales a pH inicial de 5.5, mientras que el ácido acético y el propiónico lo fueron a pH inicial de 10 y con la adición del inhibidor de metanogénesis. Este estudio destaca el potencial de los subproductos del procesado de pimientos para la producción de AGVs.

Palabras clave: subproductos pimiento, valorización residuos, AGV, inhibición metanogénesis.

1. Introducción

La generación de subproductos agroalimentarios derivados del procesado de vegetales es un problema que cada vez está cobrando más importancia, produciéndose cerca de 190 millones de toneladas al año a nivel mundial (Kumari et al., 2018). Así, como resultado del procesado de pimientos se generan unos subproductos sólidos (pieles, pepitas,…) que habitualmente se utilizan para alimentación animal o se depositan en vertederos, lo que puede dar lugar a problemas ambientales (Vulic y col., 2019). Por ello, la búsqueda de alternativas para valorizar estos subproductos representa tanto una solución a un problema ambiental como una oportunidad económica.

En este contexto, la digestión anaerobia ha sido comúnmente propuesta como una alternativa para la valorización de residuos orgánicos, para la producción de energía renovable en forma de metano. Otra alternativa que está recibiendo cada vez más atención es la producción biológica mediante fermentación anaerobia de ácidos grasos volátiles (AGVs), que son productos con un alto interés industrial por su elevado valor económico. Los AGVs son ácidos carboxílicos consistentes en cadenas cortas de carbono (usualmente seis o menos átomos de carbono), tales como ácido acético, propiónico, butírico, valérico y caproico. Tradicionalmente, estos compuestos tienen origen petroquímico. Sin embargo, aspectos relacionados con la disponibilidad y los precios del petróleo, así como la problemática ambiental asociada, ha impulsado la necesidad del desarrollo de métodos alternativos de producción (Greses y col., 2020). Si bien la digestión anaerobia es una tecnología madura, la producción de AGVs en condiciones anaerobias está aún en desarrollo. Recientemente, se ha evaluado el rendimiento de producción de AGVs de distintos subproductos vegetales, tales como patata, calabacín, repollo, apio, tomate y lechuga (Greses y col., 2020; Zhang y col., 2020). Sin embargo, la evaluación del rendimiento de producción de AGVs a partir de subproductos del procesado de pimientos no se ha llevado a cabo todavía.

En este trabajo, se evaluó el potencial de producción de AGVs a partir de subproductos del procesado de pimientos mediante fermentación anaerobia en distintas condiciones. Específicamente, se realizaron tres ensayos en discontinuo para evaluar el efecto del pH inicial (10.0 y 5.5) y la adición de un inhibidor de metanogénesis sin control de pH.

2. Material y Métodos

2.1 Origen del inóculo y del subproducto del procesado de pimientos

El subproducto de la industria del pimiento consistía en las semillas, pedúnculos y restos, y fue suministrada por una empresa de vegetales congelados localizada en Badajoz. Este subproducto fue molido con una trituradora (Technochufa R-60) y transformado en una pasta, presentando una concentración de sólidos totales (ST) de 73.77 ± 4.83 g kg^{-1} y de sólidos volátiles (SV) de 68.64 ± 4.31 g kg^{-1}. Se utilizó fango anaerobio de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Valladolid como inóculo, que presentaba una concentración de ST y SV de 18.04 ±1.94 g kg^{-1} y 11.81 ± 1.93 g kg^{-1}, respectivamente.

2.2 Procedimiento experimental

Se llevaron a cabo tres ensayos para evaluar el efecto de: 1) el pH inicial de 5.5, 2) el pH inicial de 10.0 y 3) la adición de bromoetanosulfonato (BES, inhibidor de la metanogénesis) sin control de pH. Los ensayos se llevaron a cabo en botellas con un volumen aproximado de 570 mL y con un volumen de trabajo de 200 mL. La cantidad de subproducto se calculó para alcanzar en todos los ensayos una relación de gramos de SV del subproducto y gramos de SV del inóculo de 1, para favorecer la producción de AGVs (Esteban-Gutierrez y col., 2018). Para ello, se añadieron 100 mL de inóculo en cada botella. Después se añadió la cantidad determinada de subproducto correspondiente a 1 g SV y se añadió agua destilada hasta un volumen de 200 mL. Tras esto, se utilizó NaOH 1 M para ajustar el pH inicial a 10.0 (ensayo P_10) y H_2SO_4 95-98% para ajustar el pH inicial a 5.5 (ensayo P_5.5). Después de este ajuste inicial, el pH no se controló durante un periodo de incubación de 9 días. Para el estudio de la influencia de la adición de BES en la producción de AGVs, se añadieron 2 g L^{-1} de BES en cada botella (ensayo P_BES) sin ajuste de pH (Lukitawesa y col., 2019). Asimismo, se realizaron tres blancos para la determinación de la producción de AGVs del inóculo con los dos pH evaluados y con la adición de BES. Se burbujeó nitrógeno tras realizar las mezclas para asegurar las condiciones anaerobias en las botellas. Las botellas se colocaron en un incubador a una temperatura de 38.8 ± 0.7 ºC. La producción de gas se midió por sobrepresión en el espacio de cabeza de las botellas y se analizó su composición los días 3, 7 y 9. La concentración y composición de AGVs fue determinada en la fracción líquida los días 0, 2, 4, 7 y 9. Para ello, se tomaron 2 mL de muestra de las botellas con una jeringa asegurando el mantenimiento de las condiciones anaerobias. Todos los ensayos se realizaron por triplicado.

2.3. Métodos de análisis

El análisis de ST y SV se realizó de acuerdo al Método Normalizado APHA (2005). La composición del biogás se midió con un cromatógrafo de gases (Agilent 7890A). Las concentraciones de ácidos grasos volátiles (AGVs), que incluyen ácido acético, propiónico, butírico, iso-butírico, valérico, iso-valérico y caproico, fueron determinadas usando un cromatógrafo de gases (Agilent 7890A, EEUU). La concentración total de AGVs se calculó como la suma de todos los AGVs presentes en la muestra, aplicando factores de conversión a demanda química de oxígeno (DQO).

3. Resultados y Discusión

3.1. Evolución del pH y de la producción de metano

La evolución del pH durante los 9 días de experimentación se muestra en la Fig. 1. En el ensayo con pH inicial de 5.5 (P_5.5), el pH cayó por debajo de 5.0 el segundo día de experimentación y, a partir de entonces, se mantuvo constante en valores de 4.9. En el ensayo P_10, el pH disminuyó hasta 6.0 el segundo día y después aumentó ligeramente, alcanzando valores de 6.9. En el ensayo con adición de BES (P_BES), el pH disminuyó hasta 6.3 el día 7. A partir de entonces, aumentó ligeramente hasta un valor de 6.4 al final del ensayo. La rápida disminución del pH el segundo día de experimento en todas las condiciones estudiadas fue

debido a la producción de AGVs (Eryildiz y col., 2020). En el ensayo con pH inicial de 10, el incremento en el pH tras el descenso inicial se debe al consumo de AGVs y la consiguiente producción de metano. De hecho, el rango óptimo de pH para los microorganismos acetoclásticos y metanogénicos hidrogenotróficos se sitúa entre 6.8 y 7.2 (García-Aguirre y col., 2017). Así, al final del ensayo, el rendimiento específico de metano fue de 80 NmL g SV^{-1} para P_10, con un contenido de metano en el biogás del 50%, mientras que en el ensayo P_5.5, la producción fue mucho menor (11 NmL g SV^{-1} con un contenido de metano del 9%). Finalmente, la adición de BES inhibió la producción de metano, con un contenido de metano del 9%.

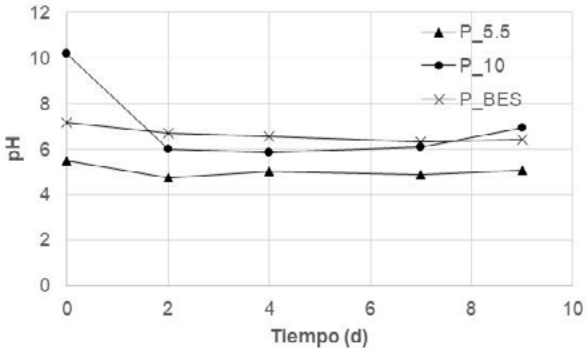


Figura 1. Evolución del pH en las tres condiciones estudiadas.

3.2. Producción y composición de AGVs

La producción de AGVs dependió de las condiciones de fermentación, esto es, del pH inicial y de la adición de un inhibidor de metanogénesis (Fig. 2a). La mayor producción de AGVs se obtuvo con un pH inicial de 5.5, alcanzando un valor de 7.8 g DQO L^{-1}, correspondiente a 1.31 g DQO por SV añadido. Este rendimiento es similar al obtenido por Greses y col. (2020) al evaluar la producción de AGVs en condiciones ácidas del tomate, lechuga y calabacín, con valores entre 1.21 y 1.28 g DQO por SV añadido. Los rendimientos de producción de AGVs para un pH inicial de 10 y con el inhibidor de metanogénesis fueron de 0.44 y 0.85 g DQO por SV añadido, respectivamente. Sin embargo, el perfil de producción de AGVs sugiere que la cinética de producción se vio favorecida con un pH inicial de 10, cuando la máxima producción de AGVs se alcanza más rápido. Específicamente, la mayor concentración de AGVs se alcanza el día 4 en el ensayo P_10 y el día 9 en el ensayo P_5.5. Esto tiene especial relevancia a la hora de considerar la producción de AGVs en modo continuo o semicontinuo. Así, la operación a pHs superiores a 5.5 permitiría trabajar con menores tiempos de residencia hidráulico, lo cual incrementaría la viabilidad económica del proceso. Es importante mencionar que, con un pH inicial de 10, la producción de AGVs disminuye como consecuencia de su consumo por los microorganismos metanogénicos. Estos resultados difieren de los obtenidos por García-Aguirre y col. (2017) quienes obtuvieron la mayor producción de AGVs cuando el pH inicial se ajustó a 10.0 durante la fermentación de varios residuos orgánicos. Esto puede deberse al hecho de que el pH en ese trabajo se mantuvo en condiciones alcalinas (esto es, pH > 8), a diferencia de lo obtenido en el presente estudio, en el que el valor más alto de pH en el ensayo P_10 fue de 6.9. No obstante, se van a llevar a cabo ensayos futuros para evaluar la producción de AGVs a pH constante durante todo el proceso.

La composición del caldo de fermentación el día 9 de experimentación también se vio afectado por las condiciones de fermentación (Fig. 2b). Cuando el pH inicial se ajustó a 5.5, los ácidos acético y butírico fueron los principales productos. Concretamente, el ácido acético fue el principal producto con un 61% del total de AGVs, mientras que el ácido butírico suponía el 26%. Los ácidos propiónicos, iso-butírico, iso-valérico y caproico aparecieron en menor proporción. Cuando el pH se ajustó inicialmente a pH 10.0, los ácidos acético y propiónico fueron los principales productos de la fermentación, representando un 24 y un 26% del total de AGVs, respectivamente. La menor proporción de ácido acético en este caso puede atribuirse a su

consumo más rápido por los microorganismos metanogénicos con respecto a otros ácidos. Con la adición de BES, los ácidos acético (59%) y propiónico (19%) fueron también los principales productos. El ácido butírico representó un 15% del total de AGVs en el caldo de fermentación.

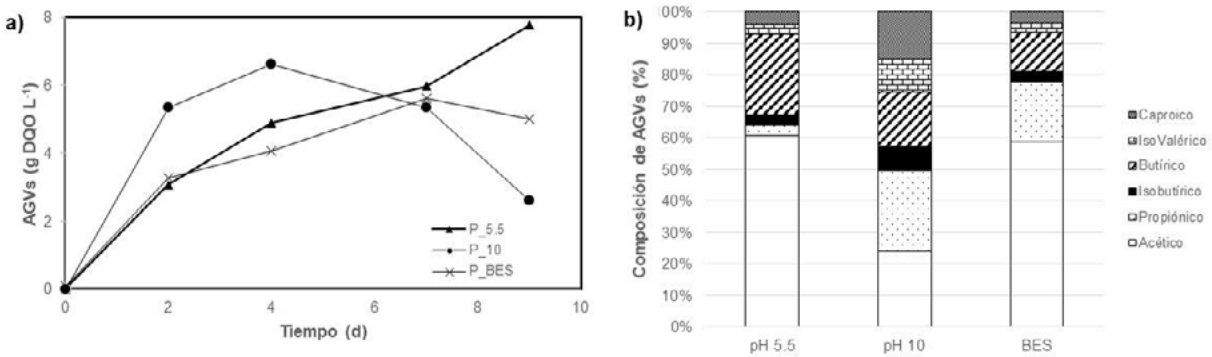


Figura 2. a) Producción de AGVs y b) composición de AGVs en el caldo de fermentación el día 9 de experimentación para las tres condiciones estudiadas.

4. Conclusiones

La mayor producción de ácidos grasos volátiles por fermentación anaerobia de los subproductos del procesado de pimiento en discontinuo se ha obtenido en condiciones ácidas, con un rendimiento de 1.31 g DQO por SV añadido, lo que indica su elevado potencial de revalorización por esta vía. A pH mayores, la cinética de producción se ve favorecida, alcanzando la máxima producción en menores tiempos de operación.

5. Bibliografía

APHA, 2005. American Water Works Association and Water Environment Federation, 21sted. American Public Health Association, Washington, DC.

Eryildiz B., Lukitawesa, Taherzadeh M.J., 2020. Effect of pH, substrate loading, oxygen, and methanogens inhibitors on volatile fatty acid (VFA) production from citrus waste by anaerobic digestion. Bioresour. Technol., 302, 122800.

Esteban-Gutiérrez M., García-Aguirre J., Irizar I., Aymerich E., 2018. From sewage sludge and agri-food waste to VFA individual acid production potential and up-scaling. Waste Manage. 77: 203-212.

García-Aguirre J., Aymerich E., González-Mtnez. de Goñi J., Esteban-Gutiérrez M., 2017. Selective VFA production potential from organic waste streams: assessing temperature and pH influence. Bioresour. Technol. 244, 1081-1088.

Greses S., Tomás-Pejó E., González-Fernández C., 2020. Agroindustrial waste as a resource for volatile fatty acids production via anaerobic fermentation. Bioresour. Technol., 297, 122486.

Kumari B., Tiwari B.K., Hossain M.B., Brunton N.P., Rai D.K., 2018. Recent Advances on Application of Ultrasound and Pulsed Electric Field Technologies in the Extraction of Bioactives from Agro-Industrial By-Products. Food Bioprocess Technol. 11 (2), 223– 241.

Lukitawesa, Patinvoh R.J., Millati R., Sarvari-Horvah I., Taherzadeh M.J., 2019. Factors influencing volatile fatty acids production from food wastes via anaerobic digestion. Bioengineered, 11 (1), 39-52.

Vulic J., Seregelj V., Kalusevic A., Levic S., Nedovic V., Saponjac V.T., Canadanovic-Brunet J., Cetkovic G., 2019. Bioavailability and bioactivity of encapsulated phenolics and carotenoids isolated from red pepper wastes. Molecules 24:2837.

Zhang Q., Lu Y., Zhou X., Wang X., Zhu J., 2020. Effect of different vegetable wastes on the performance of volatile fatty acids production by anaerobic fermentation. Sci. Total. Env. 748. 142390.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Agencia Española de Investigación (AEI) y cofinanciada con fondos FEDER a través del proyecto PID2019-106148RR-C41. B. Molinuevo-Salces agradece a la AEI por la financiación a través de la ayuda RYC-2020-029030-I/AEI/10.13039/501100011033.

OPTIMIZACIÓN DE LA RECOGIDA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS BASADA EN EL IMPACTO OLOROSO

Arturo F, Chica[1], Mª Carmen Gutiérrez[1], Fabiano Tavares[2], Rubén Beltrán[1], Encarnación Muñoz[3], José A. Siles[1], Mª Ángeles Martín[1]

[1]Universidad de Córdoba. Facultad de Ciencias. Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química. Instituto Universitario de Nanoquímica (IUNAN),
[2]Universidad de Córdoba. Facultad de Ciencias. Departamento de Mecánica.
[3]Universidad de Córdoba. Facultad de Ciencias. Departamento de Física.
Campus Universitario de Rabanales. Carretera N-IV, km 396, Edificio Einstein, 14071 Córdoba
***email:** iq1chpea@uco.es*

Resumen: Hoy en día la sociedad tiene como uno de los principales objetivos el desarrollar e incorporar nuevas tecnologías para mejorar su calidad de vida. Con este fin y el de contribuir al concepto de Smart-City, se está desarrollando un sistema sensorizado para la detección de compuestos gaseosos olorosos en sistemas de almacenamiento de residuos orgánicos e inorgánicos municipales (en adelante contenedores). En una primera fase del estudio se han fabricado los sensores y el programa para evaluar la detección de los gases. Para su calibrado se están realizando pruebas de concentración de compuestos orgánicos volátiles (COV) que permitirán, en las siguientes fases del estudio, correlacionar estos valores con los detectados por el sistema de sensores.

Palabras clave: Smart-City, Sensores, Olor, COV.

1. Introducción

La mejora de la salud y el bienestar en sociedad es uno de los objetivos de desarrollo sostenible. La reducción del impacto oloroso asociado a la recogida de residuos urbanos se alinea con este propósito, promoviéndose con la implantación de las mejores técnicas disponibles. En este contexto, es fundamental reducir la acumulación de residuos en los contenedores urbanos mediante la optimización de la frecuencia de recogida, especialmente en las zonas más habitadas, ya que las emisiones gaseosas generadas además de ser olorosas y reducir el bienestar de la población, lo que con frecuencia genera rechazo social, pueden ser nocivas para el medio ambiente (gases de efecto invernadero) e incluso tóxicas para la salud.

La investigación abordada tiene como objetivo el desarrollo de un innovador sistema de sensores para el seguimiento, a tiempo real, de las emisiones olorosas derivadas del almacenamiento de residuos sólidos urbanos en contenedores de recogida selectiva. Su desarrollo y optimización se basa en la caracterización físico-química, respirométrica y olfatométrica (EN-13725, 2022) de los residuos, en combinación con el análisis cromatográfico-espectrométrico de las emisiones gaseosas generadas (Chen y col, 2008; Dewulf y col, 2002). Así, se pretende evaluar la variación temporal en la composición y concentración de olor derivado del almacenamiento de diferentes tipos de residuos (fracción orgánica e inorgánica), en diversos sistemas de recogida urbana de residuos, evaluando su eficiencia en la contención del olor generado.

Para minimizar las emisiones olorosas, se partirá del análisis de la efectividad de sensores disponibles comercialmente con el objetivo de seleccionar, diseñar y fabricar un sistema propio de sensorización sostenible, robusto y económico para compuestos olorosos con bajo límite de detección que, mediante una red inteligente de transmisión de datos, permitirá la recogida de sustancias residuales antes de que se genere y emita un olor intenso, contribuyendo al desarrollo del concepto de Smart City (Suprayitna y col, 2021).

2. Material y Métodos

2.1 Sistema de sensores

2.1.1 Placa controladora

Como sistema principal para la primera fase de prueba se ha elegido una placa Teensy 3.6, basada en un sistema completo de desarrollo de microcontroladores con comunicación vía USB, de tamaño reducido y capaz de realizar la lectura de varios puertos analógicos. La lectura multipuerto es indispensable para el sistema de lectura de gases dentro de los contenedores, ya que el dispositivo está compuesto por 18 sensores además de 2 adicionales para la temperatura y humedad.

2.1.2 Sensores

En esta fase inicial del proyecto se están probando sensores tipo MQ, que están compuestos por un sensor electroquímico que varía su resistencia al estar en contacto con diferentes sustancias. La problemática que presentan estos tipos de sensores de gases es que son dispositivos con alta inercia, es decir, que la respuesta necesita tiempos largos para estabilizarse tras un cambio de concentración de los gases medidos. Ello es debido a la necesidad física de que el gas abandone el material sensible, lo cual es un proceso lento. Para las siguientes fases se dimensionará un ventilador direccionado para intentar minimizar dicha inercia.

Todos los modelos MQ disponen de un calentador resistivo, necesario para elevar la temperatura del sensor y que sus materiales adquieran suficiente sensibilidad. Mientras el calentador no alcance la temperatura de funcionamiento, la lectura del sensor no es fiable, dependiendo el tiempo de calentamiento de cada modelo de sensor. Si bien en la mayoría de los modelos varios minutos son suficientes, otros requieren hasta 12-48 h para realizar mediciones estables. Por otro lado, cada modelo necesita su propia tensión para alimentar el calentador, que con frecuencia es de 5V; pero algunos modelos presentan condicionantes especiales para la alimentación. Es destacable que el consumo de los sensores MQ puede ser elevado debido a la potencia necesaria para el correcto funcionamiento del calentador, que puede llegar hasta 800 mW. Por ello, en la siguiente fase del proyecto se estudiará la posibilidad de usar modelos de sensores que se caractericen por una eficiencia energética mayor al ser alimentados con batería recargable por placas eléctricas.

2.1.3 Software y programación

También se ha desarrollado un programa de ordenador para Windows basado en Phyton para conectar con el prototipo por USB y ver los datos, en tiempo real, suministrados por los sensores. El programa también graba en disco rígido los valores medidos, fecha y hora de lectura de cada canal, de manera independiente.

2.1.3 Comunicación

Paralelamente se están realizando las primeras pruebas del sistema de comunicación a través de un sistema NFR, que permitirá la comunicación entre los sensores y un ordenador centralizado, de forma inalámbrica.

2.2 Caracterización de la fase gaseosa de los sistemas de almacenamiento de residuos municipales: cuantificación química y olfatométrica.

Para la identificación y evaluación de los gases obtenidos en los contenedores de residuos, se han utilizado equipos comerciales de detección de compuestos sulfurados y COV. El instrumento Vigi e-nose (V20022, ANATRAC A&I, S.A.) aporta información de la concentración total de compuestos COV, así como de la de los distintos compuestos sulfurados que se puedan emitir a partir del tipo de muestras estudiadas. Además, la caracterización se complementará mediante análisis cromatográfico acoplado a espectrometría de masas (CG Clarus 690-EM Clarus SQ8T, PerkinElmer, S.L.), para analizar con mayor detalle la concentración de cada una de las especies COV.

Todo ello permite acotar el rango de concentración total de compuestos orgánicos y sulfurados y adecuar los sensores propuestos para su detección. La relación entre la concentración de olor cuantificada mediante olfatometría dinámica, método normalizado, y los valores registrados por los sensores permite calibrar los mismos y establecer información de los índices de olor, que se escalarán para determinar si es necesaria la actuación en los contenedores y proceder a la recogida de los residuos.

3. Resultados y Discusión

En esta primera fase del proyecto se ha desarrollado el prototipo de sensores, así como su software. Para su calibración y conseguir que sean reproducibles y precisos, se están realizado análisis de COV y compuestos sulfurados en muestras reales obtenidas de contenedores de almacenamiento de la fracción orgánica de residuos urbanos, como punto de partida. La utilización de muestras reales ha sido posible gracias a la colaboración con la empresa municipal de gestión y tratamiento de residuos municipales (SADECO) con la que el grupo investigadores se encuentra en constante contacto.

Las primeras pruebas realizadas por el equipo *Vigi e-nose* aportan la concentración media del conjunto de los COV contenidos en las muestras gaseosas analizadas. A modo de ejemplo, en la Figura 1 se muestra una gráfica de la respuesta del módulo PID del citado equipo.

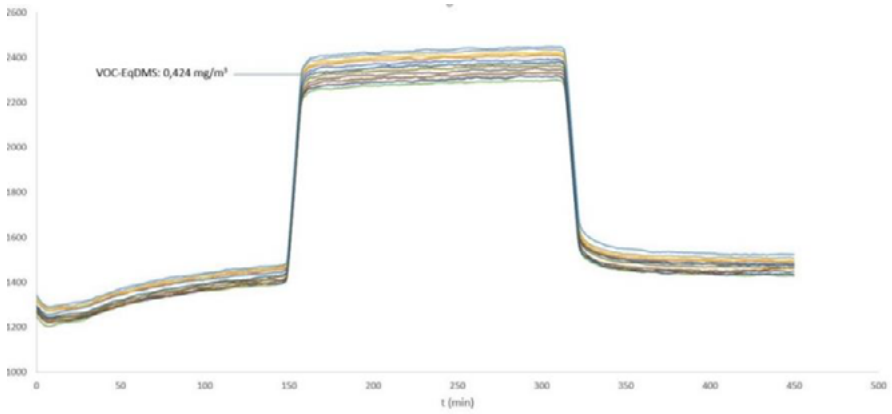


Figura 1. Análisis de COV mediante Vigi e-nose.

La respuesta de los sensores del prototipo que se ha construido se presenta en forma de diferencia de potencial (mV), puesto que la respuesta de cada sensor es sensible a la variación de conductividad eléctrica como variable respuesta. Tal y como se puede apreciar en la Figura 2, cada sensor aporta una señal característica para un tipo concreto de gas. En este punto de la investigación aún no se ha procedido a la calibración de cada sensor, pero sí se ha comprobado la presencia o ausencia del gas especifico en cada caso.

Es importante señalar que entre los sensores seleccionados para formar parte del prototipo se ha incluido un sensor de humedad y otro de temperatura. La variación de ambas variables modifica la respuesta de los sensores sensibles a los distintos gases. Por ello, para una correcta calibración, ambas variables se han de incluir en el algoritmo que se genere para obtener una respuesta proporcional al efecto generado de cada compuesto a determinar.

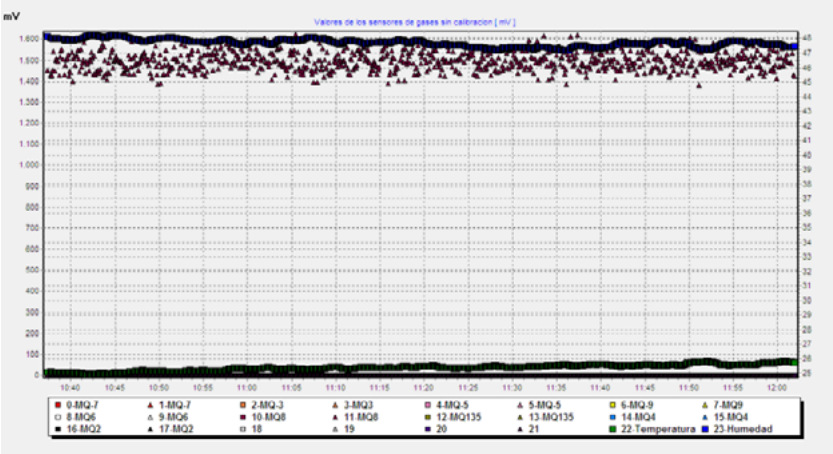


Figura 2. Ejemplo de resultados generados por el prototipo de sensores.

Replicando las condiciones de medida de gases para los sensores del prototipo se podrá obtener una correlación entre los datos de concentración obtenidos mediante las diferentes técnicas de detección de gases y los de potencial eléctrico, con el fin de conocer las concentraciones en partes por billón (ppb) de los gases medidos in situ por el sistema.

Además, durante el desarrollo del proyecto se aplicarán otras técnicas de caracterización de gases que permitan ajustar con mayor exactitud el calibrado de los sensores del prototipo a la escala y unidades de medición más adecuadas.

4. Conclusiones

- Los resultados obtenidos en las pruebas iniciales de los sensores, indican que es posible medir in situ la concentración de gases COV en el ambiente del espacio de cabeza de los sistemas de almacenamiento de residuos municipales.
- El estudio multi-técnica pretende aportar resultados fiables que conduzcan a una recogida inteligente de residuos basada en la minimización de las molestias por la emisión de compuestos malolientes en los contenedores.

5. Bibliografía

Chen et al., 2008. Performance evaluation of a wood chip-based biofilter using solid-phase microextraction and gas chromatography–mass spectrometry–olfactometry. Bioresource Technol., 99: 7767–7780.

Dewulf et al., 2002. Analysis of volatile organic com- pounds using gas chromatography. Trends Anal. Chem., 21: 637-646.

Suprayitna et al., 2021. Challenges in Developing and Implementing Smart City in Palangka Raya. Advances in 21st Century Human Settlements, 333-344.

UNE-EN 13725, 2022. Air Quality: Determination of Odor Concentration by Dynamic Olfactometry. Comité Européen de Normalisation, Brussels.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación concedida por MCIN/AEI, a través del proyecto de investigación PID2020-117438RB-I00.

FIN DE VIDA DE PRODUCTOS BIODEGRADABLES Y COMPOSTABLES: ¿CÓMO DEBO PROCEDER?

Sofía Collazo Bigliardi[1]; Johana Andrade Chapal[1]

Biodegradation & Compostability Laboratory, AIMPLAS-Instituto Tecnológico del Plástico, Valencia, España. scollazo@aimplas.es[1].

Resumen:

Se ha observado un aumento exponencial en la sociedad sobre la conciencia medioambiental, generando la necesidad de obtener productos más sostenibles. Una de las alternativas en el marco de la Economía Circular es el desarrollo y uso de bioplásticos. Actualmente, existe una amplia gama de productos biodegradables y/o compostables. Estos términos tan utilizados hoy en día pueden causar confusión, por ello es importante dar a conocer su significado. En este tipo de productos es necesario considerar su análisis del ciclo de vida, por este motivo se utilizan en aplicaciones de vida útil corta. Para lograr un conocimiento global del estado de los biopolímeros en diferentes áreas es fundamental conocer la terminología adecuada, los tipos de bioplásticos, los estudios de laboratorio requeridos, los diversos elementos que intervienen en la velocidad y tasa de biodegradación, la legislación aplicable a los compostables, así como el uso recomendado para este tipo de productos. Cuando los biopolímeros compostables se reciclan mediante compostaje, el objetivo es producir un compost de alta calidad, cerrando de forma natural el ciclo de vida sin producir residuos perjudiciales para el medio ambiente, sin embargo, los esfuerzos por parte de las empresas fabricantes de estos productos, los laboratorios, entidades certificadoras y las plantas de compostaje deben ser comunes para garantizar la valorización de los productos compostables tras su fin de vida, y evitar que sea un obstáculo en las plantas de compostaje. Las normas estándares tienen que representar los procesos reales.

Palabras clave: Biopolímeros; Biodegradabilidad; Desintegración; Ecotoxicidad.

1. Introducción

Los bioplásticos han supuesto un crucial aporte para la innovación y el desarrollo de la economía circular (Collazo-Bigliardi y col., 2018). Los esfuerzos en investigación, desarrollo e innovación han dado lugar a la aparición de múltiples productos bioplásticos con diferentes aplicaciones, desde envases y productos de consumo hasta productos electrónicos, automotrices y textiles.

Un aspecto vital en el crecimiento de la demanda de los bioplásticos es la biodegradabilidad de una buena parte de ellos. Cada material presenta tasas de biodegradación variable al depender estrechamente del medio en el que se desarrolle (suelo, acuoso, marino, compost). La biodegradación en condiciones de compostaje ha sido aceptada por la Comisión Europea como un proceso adecuado para la gestión de bioresiduos, tal como dicta en su Libro verde. En este sentido, el compostaje se considera como un sistema de reciclado orgánico, puesto que el compost producido puede aplicarse al suelo o la agricultura, cuando su calidad es adecuada.

El uso de bioplásticos compostables ha generado la necesidad de establecer una serie de medidas normativas que garanticen los efectos beneficiosos de estos materiales a nivel ambiental. La norma UNE-EN 13432 establece un control instrumental y un paso a paso metodológico que permite evaluar la biodegradación, la desintegración y la ecotoxicidad de los bioplásticos en el medio compost (García, J., 2021; García, J., 2022; Andrade, J., 2022).

Las metodologías estandarizadas de ensayo, en las cuales se basan las normas, permiten la obtención de datos fiables y comparables, de gran importancia para al sector de bioplásticos en general, pero, especialmente, para los fabricantes al tener un conocimiento claro sobre el comportamiento del material en su fin de vida. Esta información da lugar a la entrada al mercado de productos realmente sostenibles y amigables con el medio ambiente, o a procesos de

reingeniería durante la formulación de los materiales, en caso de que los resultados indiquen que el material no es apropiado. El objetivo del presente trabajo es dar a conocer la normativa vigente para certificar un producto como compostable y estudiar así su alineamiento con el proceso real.

2. Material y Métodos

2.1. *Materiales empleados*

Las muestras utilizadas son productos comerciales denominados M1 (papel+film), M2 (toallitas húmedas) y M3 (bolsa).

2.2. Caracterización química

Se determinan los sólidos volátiles de las muestras que se van a ensayar y se evalúa el cumplimiento del requisito establecido por la norma UNE-EN 13432:2001. En este punto, también se evalúa el contenido de metales pesados y otras sustancias tóxicas y peligrosas (niveles de metales regulados y otras sustancias peligrosas para el medio ambiente). La concentración de una serie de sustancias enumeradas en la norma UNE-EN 13432:2001 presentes en los materiales desarrollados en el proyecto, no debe superar un determinado valor.

2.3. Estudio de la biodegradabilidad

Se realizan a alta temperatura los estudios de biodegradabilidad aeróbica en condiciones de compostaje controlado según la norma UNE-EN ISO 14855:2019. El método se basa en la medición del dióxido de carbono generado por gravimetría. La duración de este estudio puede ser de un máximo de 6 meses según la norma. Se realizan controles periódicos de aire, pH, humedad y temperatura.

2.4. Desintegración

Se determina el grado de desintegración cuantitativa a escala piloto de acuerdo con el procedimiento establecido en la norma ISO 16929:2021. Se realizan controles periódicos de flujo de aire, nivel de oxígeno, pH, humedad, temperatura y aspecto visual. El estudio dura 3 meses.

2.5. Ecotoxicidad

Se determinan los efectos ecotoxicológicos en dos variedades de plantas como el césped *(lolium perenne) y* el guisante *(pisum sativum*), mediante la comparación del compost producido con y sin la adición del producto o material del proceso de desintegración del compost. El estudio de crecimiento de plantas OECD 208 se realiza con las modificaciones descritas en el Anexo E de la norma UNE-EN 13432:2001. Se plantan 15 macetas en ratios 1:3 y 15 macetas en ratio 1:1 (sustrato:muestra). Se utiliza un sustrato comercial. Se realizan controles de temperatura (22ºC ± 10ºC), luz (350 ± 50 µE/m^2/s) y humedad (70% ± 25%). El índice de germinación se calcula en porcentaje en base al total de semillas plantadas y germinaciones emergentes.

3. Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se muestran los resultados del contenido de metales pesados y flúor de las tres muestras objeto de estudio. Se observa como todas cumplen con el requisito establecido por la norma UNE-EN 13432, ya que ninguna supera el límite indicado para cada metal pesado y flúor. Este primer paso es fundamental para la continuidad del estudio de compostabilidad.

Tabla 1. Resultados de metales pesados y flúor de las muestras estudiadas.

Elemento	M1 (mg/kg b.s)	M2 (mg/kg b.s)	M3 (mg/kg b.s)	Límite UNE-EN 13432:2001 (mg/kg b.s)	Cumple
Cr	< 4.0	< 4.0	< 3.0	50	Sí
Ni	< 4.0	< 1.0	< 3.0	25	Sí
Cu	< 7.0	< 6.0	< 6.0	50	Sí
Zn	< 68.0	< 60.0	< 72.0	150	Sí
As	< 1.0	< 1.0	< 1.0	5	Sí
Se	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.75	Sí
Mo	< 1.0	< 1.0	< 1.0	1	Sí
Cd	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0,5	Sí
Pb	< 4.0	< 4.0	< 2.0	50	Sí
Hg	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.5	Sí
F	<35.7	<40.0	<42.1	100	Sí

La Tabla 2 indica un resumen de los resultados obtenidos para el estudio de biodegradabilidad, desintegración y ecotoxicidad.

Se observa como las tres muestras están por encima del 90% de biodegradabilidad requerido, para que la muestra se considere biodegradable en medio compost acorde a la norma nombrada. El resultado mayor lo han obtenido aquellas muestras donde parte de su formulación estuvo compuesta por celulosa o viscosa. En las Figuras 1, 2 y 3 se representa la evolución del porcentaje de biodegradabilidad respecto al tiempo de las muestras M1, M2 y M3, respectivamente.

El grado de desintegración ha sido considerablemente favorable al cabo de 3 meses de estudio consiguiendo valores de desintegración superiores al 90% establecido. Las 3 muestras reflejaron que no hubo muestra distinguible visualmente en casi el último mes de estudio. Se observó como la M3 se desintegró completamente (100%).

Respecto a la determinación de los efectos ecotoxicológicos en plantas superiores, se ha demostrado que ninguna de las 3 muestras tiene potencial efecto tóxico para las semillas representativas seleccionadas. Todas han mostrado más de un 90% de germinación en ambos ratios (1:3 y 1:1). El ratio 1:3 ha dado resultados ligeramente más altos respecto al ratio 1:1, esto es debido a la cantidad de muestra desintegrada presente en cada uno de los ratios.

Tabla 2. Resultados de biodegradabilidad, compostabilidad y germinación de las muestras estudiadas.

Muestra	**Biodegradación (%)**	**Desintegración (%)**	**Germinación (%)**			
			Césped *(Lolium perenne)*		Guisante *(Pisum sativum)*	
			1:3	1:1	1:3	1:1
M1	99,79	>98	96,7	95,7	93,3	92,7
M2	94,26	>98	97,0	96,7	97,0	95,0
M3	90,15	100	97,3	95,7	97,3	97,7

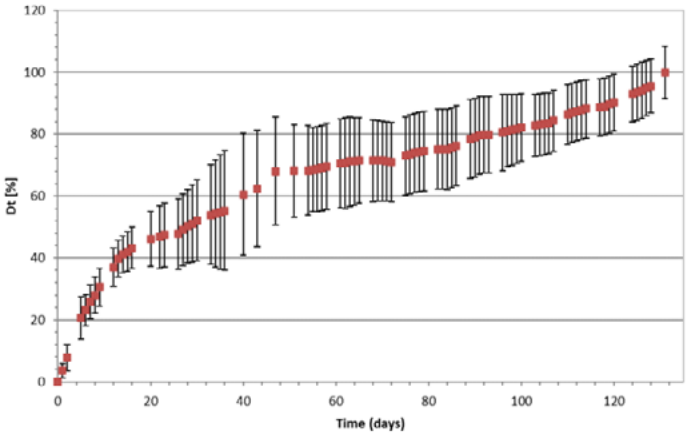


Figura 1. Evolución del porcentaje de biodegradación (valor promedio) de la muestra M1.

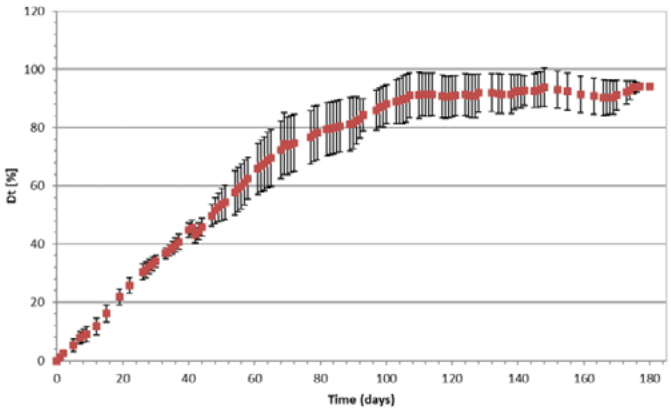


Figura 2. Evolución del porcentaje de biodegradación (valor promedio) de la muestra M2.

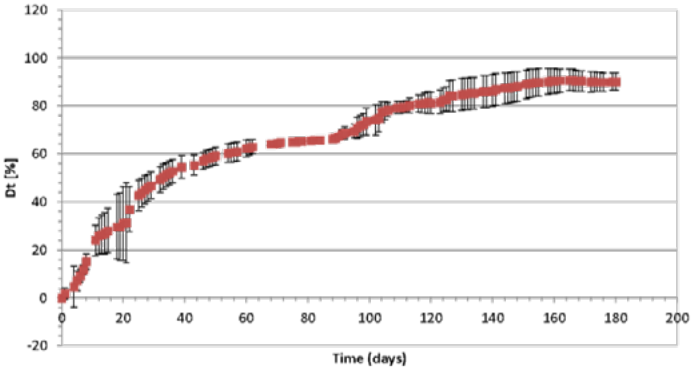


Figura 3. Evolución del porcentaje de biodegradación (valor promedio) de la muestra M3.

4. Conclusiones

La norma de compostabilidad UNE-EN 13432 indica que se han de realizar los siguientes estudios de caracterización química de la muestra, biodegradabilidad en medio compost, desintegración a escala piloto y ecotoxicidad en plantas superiores, para demostrar que un material o producto es compostable en condiciones industriales.

Se evaluaron 3 productos finales diferentes y de composición diferentes en los cuatro estudios requeridos por la norma, y se ha demostrado que todos ellos han cumplido el requisito indicado, concluyendo que las tres muestras son aptas para desecharse en el contenedor de los residuos orgánicos tras su fin de vida.

Las normas actuales de biodegradabilidad y/o compostabilidad han sido diseñadas para reproducir el proceso real a una escala de laboratorio lo más cercano a la realidad. Es muy importante conocer su alineamiento con el proceso real. Se espera en investigaciones posteriores poder probar estos productos en una planta de compostaje real.

Bibliografía

Collazo-Bigliardi S., Ortega-Toro R., Chiralt A., 2018. Properties of micro-and nano-reinforced biopolymers for food applications. Ed: Springer, Cham. Polymers for food applications, pp-61-99.

AIMPLAS (2021). Compostabilidad industrial: Fases del proceso de compostaje. https://www.aimplas.es/blog/compostabilidad-industrial-fases-del-proceso-de-compostaje/ (fecha de consulta: 13/06/2022).

AIMPLAS (2022). Compostaje doméstico vs compostaje industrial https://www.aimplas.es/blog/compostaje-domestico-vs-compostaje-industrial/ (fecha de consulta: 13/06/2022).

AIMPLAS (2021). ¿Cuál es la diferencia entre biodegradable y compostable? https://www.aimplas.es/blog/cual-es-la-diferencia-entre-biodegradable-y-compostable/ (fecha de consulta: 13/06/2022).

VALORIZACIÓN MEDIANTE CO-COMPOSTAJE DE ALPEORUJO Y RUGULOPTERYX OKAMURAE: OBTENCIÓN DE ENMIENDA ORGÁNICA Y ELIMINACIÓN DE UN CRECIENTE PROBLEMA AMBIENTAL

Mª Carmen Gutiérrez[1], Arturo Fco Chica[1], Bárbara Rincón[2], Inmaculada Bellido[1], Mª Luisa López-Campaña[1], Mª Ángeles Martín[1]

[1]Universidad de Córdoba. Facultad de Ciencias. Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Área de Ingeniería Química. Instituto Universitario de Nanoquímica (IUNAN), Campus de Excelencia CeiA3, Campus Universitario de Rabanales. Carretera N-IV, km 396, Edificio Marie Curie, 14071 Córdoba

[2]Instituto de la Grasa, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Campus Universidad Pablo de Olavide, Edificio 46. Ctra. de Utrera km. 1, 41013 Sevilla

***e-mail**: mc.gutierrez@uco.es*

Resumen: En las últimas décadas, el crecimiento paralelo de la población y la actividad agrícola ha potenciado la valorización de residuos orgánicos mediante compostaje. Un residuo destacable es el alpeorujo, subproducto del proceso de obtención de aceite de oliva que ha sufrido un gran incremento como consecuencia de la intensificación de la olivicultura. La generación de energía eléctrica mediante combustión del alpeorujo repasado seco es la tecnología de valorización más implantada, pero, aun siendo sostenible, no hay capacidad de tratamiento para el actual volumen de generación. De ahí la necesidad de diversificar tecnologías por lo que se contempla como tratamiento alternativo el compostaje. Como co-sustrato que compense el déficit de nitrógeno, la utilización de *Rugulopteryx okamurae,* alga marina de origen japonés que ha proliferado contaminando las costas del sur de España, desplazando incluso a la *Posidonia Oceánica* y reduciendo la calidad del paisaje de nuestras costas, se postula como solución doble. Por todo ello, en este estudio a escala de laboratorio, se evaluó la viabilidad de co-compostar el alpeorujo y *Rugulopteryx okamurae* junto con lodo de depuradora para aportar microorganismos que favorecen el co-compostaje de la mezcla.

Palabras clave: Lodo de depuradora; Seguimiento físico-químico; Compost; Impacto odorífero; Economía circular.

1. Introducción

El crecimiento poblacional en pequeños y grandes núcleos urbanos, el calentamiento global y prácticas como la agricultura intensiva, son algunos de los muchos factores que generan cantidades abundantes de residuos, de naturaleza orgánica, cuya gestión y valorización cobra cada vez más importancia. En primer lugar, cabe destacar, el lodo generado en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) cuya valorización mediante compostaje y digestión anaerobia se está convirtiendo en una práctica habitual por gestores autorizados del sector (Chen et al., 2022). Por otro lado, el olivar, orientado a la producción de aceite de oliva, es uno de los principales sectores agrícolas en España. Durante la extracción de aceite de oliva se genera un subproducto conocido como alpeorujo con un alto contenido de humedad, materia orgánica, grasas, proteínas, potasio, nitrógeno y sustancias fenólicas hidrosolubles, por lo que su aplicación directa al suelo puede causar desequilibrios nutricionales o fitotoxicidad en cultivos, siendo necesario un tratamiento alternativo de valorización. Por último, debido al cambio climático y a la modificación artificial de la biodiversidad autóctona por la descarga de aguas continentales foráneas de países asiáticos, se fomenta la proliferación e invasión de determinadas especies, como el alga *Rugulopteryx okamurae,* debido al incremento de temperatura del agua marina, generando no solo una invasión biológica sino, además, la generación masiva de residuos vegetales que se acumulan en las costas Mediterráneas provocando un fuerte impacto social y económico (Sampere-Valverde et al., 2021).

Por tanto, dada la importancia de valorizar residuos con un gran volumen de generación, el objetivo de este trabajo fue evaluar la viabilidad técnica del co-compostaje de diferentes mezclas de los residuos de alga *Rugulopteryx okamurae,* lodo de depuradora y alpeorujo mediante el seguimiento de las variables físico-químicas, respirométricas, microbiológicas y olfatométricas.

2. Material y Métodos

2.1 Descripción de las materias primas y del sistema experimental

Las materias primas evaluadas fueron: (1) lodo de depuradora, suministrado por la empresa de Saneamientos de Córdoba (SADECO); (2) alpeorujo, suministrado por la empresa COVIDESA S.A y (3) el alga *Rugulopteryx okamurae,* la cual fue almacenada seca y triturada. Para evaluar su co-compostaje, se realizaron cuatro mezclas con una proporción invariante de lodo y alpeorujo, y con cantidades crecientes de alga, obteniendo cuatro relaciones másicas de alga:lodo:alpeorujo (0,05:1:4; 0,11:1:4; 0,23:1:4 y 0,5:1:4, respectivamente).

El proceso de co-compostaje se ha desarrollado a escala de laboratorio. Para ello, se han utilizado cuatro vasos Dewar en los que se ha llevado a cabo el co-compostaje de las cuatro mezclas previamente mencionadas, al menos en su fase hidrolítica. Se ha realizado un seguimiento de la temperatura del material compostable y temperatura ambiente con el uso de una sonda de temperatura PT100 conectada a un Data Logger. Para evaluar las emisiones odoríferas generadas en el proceso, se ha incluido un sistema que incluye tubería perforada a lo alto de cada vaso Dewar, permitiendo la captura de muestra gaseosa durante el compostaje.

2.2 Caracterización físico-química, microbiológica, respirométrica y olfatométrica

La caracterización físico-química de las muestras fue determinada según la metodología propuesta por The U.S. Department of Agriculture and The US Composting Council (2002).

Además, la actividad microbiológica se determinó con un respirómetro estático en fase líquida mediante la cuantificación de la velocidad máxima de consumo de oxígeno ($VECO_{max}$, $mgO_2/gSV{\cdot}h$) y el consumo acumulado de oxígeno en 20 horas (CAO_{20}, mgO_2/gSV).

Se tomaron muestras de olor almacenándolas por un periodo inferior a 6 horas en bolsas de Nalophan® de 10 L y se analizaron mediante olfatometría dinámica, con un olfatómetro modelo T08, para determinar su concentración de olor (ou_E/m^3).

3. Resultados y Discusión

3.1 Caracterización físico-química de las materias primas y mezclas iniciales

Con objeto de evaluar las relaciones de mezclado más adecuadas para su co-compostaje, se han determinado las características físico-químicas más relevantes de las materias primas (Tabla 1). Como puede observarse, el alga y el lodo tienen un pH próximo a la neutralidad siendo el alpeorujo ligeramente más ácido. En cuanto a la humedad, el lodo y el alpeorujo muestran humedades elevadas, aproximadamente 80 y 70%, que se verían algo mermadas con la adición de alga, ya que está se ha dejado secar a la intemperie. Con respecto a la materia orgánica (SV), todas las materias primas contienen una gran cantidad de materia orgánica (70-90%) para ser hidrolizada y transformada por los microorganismos, siendo el alpeorujo el material más fácilmente biodegradable por su contenido en carbono orgánico total soluble (COT). El gran aporte de nitrógeno y fósforo a la mezcla compostable proviene principalmente del lodo de depuradora, confiriendo propiedades adecuadas como fertilizante al producto final resultante del proceso.

Tabla 1. Caracterización físico-química de las materias primas.

VARIABLES*	LODO	ALPERUJO	ALGA
pH	6,29 ± 0,01	5,97 ± 0,02	7,54 ± 0,01
HUMEDAD (%)	81,66 ± 0,02	70,75 ± 0,17	9,63 ± 0,19
SV (%)	74,08 ± 0,23	90,67 ± 0,14	70,71 ± 0,62
N-NTK (%)	4,88 ± 0,04	0,95 ± 0,03	2,75 ± 0,04
C/N	15,2 ± 6,3	94,9 ± 3,6	25,7 ± 15,9
COT (%)	5,35 ± 0,01	0,57 ± 0,01	0,38 ± 0,05
$P\text{-}P_2O_5$ (%)	0,040 ± 0,018	0,001 ± 0,019	0,003 ± 0,001

*A excepción de la humedad y el pH los datos están expresados en base seca

En base a la caracterización de las materias primas iniciales se seleccionaron las relaciones másicas de mezclado. Como se muestra en la Tabla 2, las mezclas iniciales tienen un contenido elevado en materia orgánica similar en todos los casos (~90%) y un contenido en nitrógeno que aumenta a medida que aumenta la cantidad de alga añadida.

Tabla 2. Caracterización físico-química de las mezclas iniciales.

VARIABLES	Mezclas lodo:alpeorujo:alga en diferentes relaciones másicas			
	1:4:0,05	**1:4:0,11**	**1:4:0,23**	**1:4:0,50**
SV (%)	90,00 ± 0,29	91,64 ± 0,15	90,92 ± 0,57	86,41 ± 0,16
N-NTK (%)	1,48 ± 0,03	1,59 ± 0,06	1,57 ± 0,01	2,12 ± 0,21
C/N	60,8 ± 9,7	57,6 ± 2,5	57,9 ± 0,29	40,8 ± 0,76

3.2 Seguimiento del proceso de co-compostaje

La temperatura del material compostable resulta esencial para determinar la actividad microbiológica de degradación de la materia orgánica. La Figura 1A muestra el seguimiento de dicha variable para las cuatro mezclas evaluadas, así como, la temperatura ambiente promedio. Se puede observar que el material siempre se encuentra 10-15ºC por encima de la temperatura ambiente, aunque la temperatura máxima alcanzada no es muy elevada. En cuanto a la evolución del pH, tiene una tendencia típica de un proceso de compostaje hacia la basicidad en todos los casos.

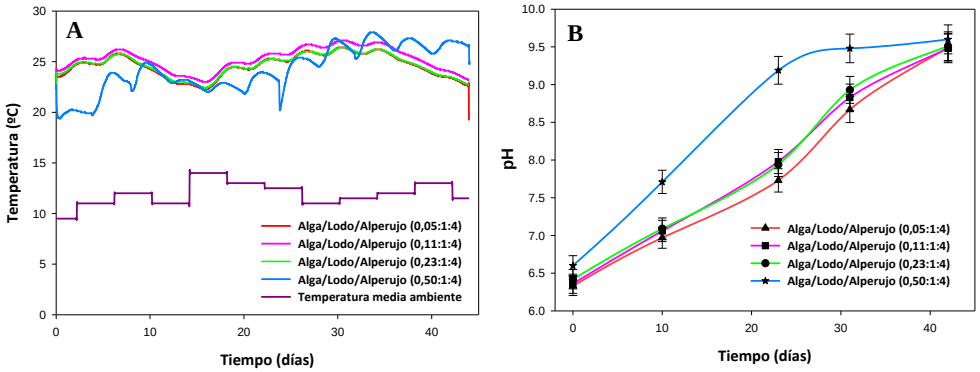


Figura 1. A) Evolución de la temperatura y **B)** del pH del material compostable.

Por otro lado, la reducción de SV se ha incrementado con el contenido de alga en la mezcla desde un 41,5% hasta un 52,4% para las proporciones 0,05:1:4 a 0,23:1:4, siendo ralentizada notablemente para la última mezcla (0,5:1:4). En cuanto al N-NTK, el porcentaje de reducción en todos los casos ha sido en torno al 1%. La relación entre el N-NTK y los SV (Figura 2A) muestra una tendencia lineal entre ambas variables. En cuanto a las emisiones de olor generadas durante el proceso (Figura 2B), las máximas emisiones alcanzadas fueron 5.800; 10.400; 17.200 y 16.500 $ou_E/m^3 \cdot kg$ de mezcla. Se puede observar un incremento progresivo de la emisión de olor con el contenido en alga en la mezcla, paralelo con el incremento de la reducción de materia orgánica en el proceso, con excepción de la última mezcla (0,5:1:4) donde dicha reducción de SV se ve ralentizada.

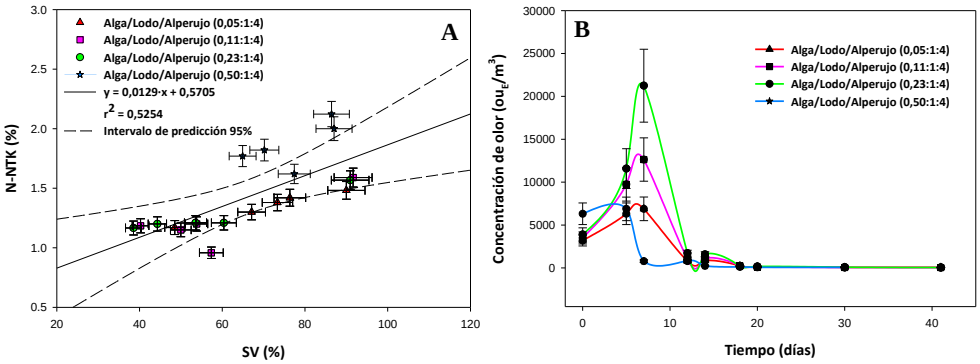


Figura 2. A) Relación entre la disminución de nitrógeno y sólidos volátiles durante el proceso **B)** Evolución de la concentración de olor durante el proceso de compostaje.

En cuanto a la calidad del producto final obtenido, desde el punto de vista respirométrico, puede observarse en la Figura 4 que, en todos los casos, los valores de $VECO_{max}$ son > 1 mg O_2/ kg SV·h lo que indica que el producto final del proceso no se encuentra totalmente estabilizado, a pesar de que los valores de CAO_{20} fueron menores de 3 mg O_2/ kg SV. Los resultados obtenidos indican que,

como cabía esperar acorde al sistema experimental utilizado, las mezclas no han terminado de madurar y la actividad microbiológica de la materia orgánica remanente es aún existente. Cabe destacar que en un vaso Dewar no se realiza un proceso de compostaje propiamente dicho, sino que, generalmente, se opera hasta la fase hidrolítica o fase de autocalentamiento. Posteriormente, se requiere una fase de maduración del compost a temperatura casi ambiente y con el material más expuesto al aire con objeto de obtener un compost de calidad sujeto a la normativa vigente para su utilización agrícola.

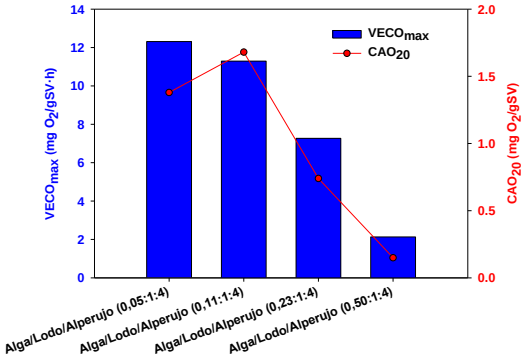


Figura 4. Caracterización respirométrica del producto final obtenido en el proceso de compostaje.

Con el uso de lodo, debido a la bioacumulación de metales en el mismo, el compost final posee alta concentración de metales, lo cual restringe su aplicación en suelos de uso agrícola. Por ende, se ha cuantificado la concentración de los metales en las cuatro muestras finales del proceso acorde al R.D. 506/2013 y a la Directiva 86/278/CEE. Como resultado, todas las mezclas se clasificaron como compost tipo A, acorde a su concentración en los metales Cu, Zn Pb, Cr y Ni, a excepción del Cd que se concentra durante el proceso y hace que se clasifique como compost C.

En cuanto al rendimiento global del proceso, se obtuvieron valores del 63%, 70%, 74% y 54% para las mezclas de alga:lodo:alpeorujo de 0,05:1:4; 0,11:1:4; 0,23:1:4 y 0,5:1:4, respectivamente.

4. Conclusiones

Con el presente estudio a escala de laboratorio, se ha demostrado la viabilidad de valorizar mediante co-compostaje el alpeorujo, el lodo de depuradora y el alga *Rugulopteryx okamurae,* resultando una enmienda orgánica rica en nutrientes. Sin embargo, tras este estudio preliminar, se pone de manifiesto que la valorización del alga incrementa la concentración de emisiones odoríferas y que la proporción de alga se encuentra limitada pues en exceso, ralentiza/inhibe el proceso de compostaje.

5. Bibliografía

Chen Z., Li Y., Peng Y., Mironov V., Chen J., Jin H., Zhang S., 2022. Feasibility of sewage sludge and food waste aerobic co-composting: Physicochemical properties, microbial community structures, and contradiction between microbial metabolic activity and safety risks, Science of The Total Environment 825, 554047.

Sempere-Valverde J., Ostal´e-Valriberas E., Maestre M., González R., Bazairi H., Free Espinosa F., 2021. Impacts of the non-indigenous seaweed Rugulopteryx okamurae on a Mediterranean coralligenous community (Strait of Gibraltar): The role of long-term monitoring, *Ecological Indicators* 121, 107135.

The US Department of Agriculture and The US Composting Council, 2002. Test Methods for the Examination of Composting and Compost (TMECC). Edaphos International, Houston (TX).

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al Ministerio de Ciencia e Innovación, a la Junta de Andalucía y a la Universidad de Córdoba por la financiación de esta investigación a través de los proyectos MCIN/AEI (PID2020 117438RB-I00); PYC20 RE048 UCO; OTRI-UCO (12020172).

SESIÓN II:
Procesos y calidad del compos

ENFOQUE DEL PROYECTO CEOMED PARA ASEGURAR LA SOSTENIBILIDAD DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE MERCADO MEDIANTE EL RECICLAJE DEL DIGERIDO

María Pilar Bernal[1]*, Rafael Clemente[1], Cristina Álvarez-Alonso[1], Ángeles Trujillo[2]

*[1]Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Murcia; [2]Instituto de la Grasa, CSIC, Sevilla, *email: pbernal@cebas.csic.es*

Resumen: Aunque la digestión anaerobia de residuos orgánicos y el reciclaje del digerido en suelos agrícolas están plenamente establecidos en países europeos, aún se encuentran en fase de desarrollo industrial en algunos países mediterráneos, como Túnez y Jordania. El proyecto CEOMED del programa Europeo ENI CBC Mediterranean Sea Basin pretende mejorar la gestión de los residuos de los mercados de frutas y verduras en el área Mediterránea proporcionando un enfoque de economía circular a través de su digestión anaerobia y el uso del material digerido en la fertilización de los cultivos cercanos. El presente trabajo determina las características de los digeridos obtenidos mediante digestión anaerobia de restos de fruta y verdura y estudia los procesos de mineralización de C y N del digerido en suelos agrícolas para determinar su valor agronómico, como factor clave en la circularidad de la gestión de los residuos.

Palabras clave: Calidad de digeridos, mineralización de C y N, residuos de frutas y verduras.

1. Introducción

La gestión de residuos de frutas y verduras procedentes de los mercados representa un gran desafío especialmente para el área mediterránea, pues se ve directamente afectada por el crecimiento y la concentración de la población y el turismo. La tecnología de digestión anaerobia (DA) se encuentra desarrollada tecnológicamente en Europa para la gestión de los residuos orgánicos. Sin embargo, la adecuada gestión del material digerido generado es fundamental para una economía circular. La aplicación del digerido en suelos agrícolas está considerada como el método más sencillo para el reciclaje y la utilización de sus nutrientes en el sistema suelo-planta, reduciendo la necesidad de fertilizantes de síntesis y promoviendo la conservación de los recursos (Alburquerque y col., 2012a). Sin embargo, estas tecnologías se encuentran en fase de desarrollo en algunos países mediterráneos como Túnez y Jordania. El proyecto *CEOMED* pretende mejorar la gestión de los residuos de frutas y verduras procedentes de los mercados locales en países mediterráneos no UE, proporcionando un enfoque de economía circular a través de la DA y el uso del material digerido generado para la fertilización de los cultivos cercanos. El objetivo de este trabajo es evaluar la calidad del material digerido procedente de residuos de frutas y verduras de cara a su posible utilización en suelos agrícolas.

2. Material y Métodos

2.1 Caracterización y calidad del digerido

Los materiales digeridos procedieron de 3 mezclas temporales de residuos de frutas y verduras correspondientes a otoño-invierno, primavera y verano (OI, P, V), que fueron evaluados a dos 2 tamaños de partícula, <4 y <10 mm (6 muestras con 3 repeticiones). Los reactores anaerobios operaron con una velocidad de carga orgánica de 1 g SV L^{-1} d^{-1}. Las muestras se caracterizaron respecto a: pH y conductividad eléctrica (sobre material fresco), sólidos totales (secado a 105 ºC), sólidos volátiles (calcinación a 550 ºC), carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT) (analizador elemental CNHS), macro- micro-nutrientes y elementos potencialmente tóxicos (EPT) (ICP-OES tras digestión ácida), microorganismos patógenos *Salmonella* y *E. coli* (ISO 6579-1:2017, ISO-7251), estabilidad biológica (potencial de producción de biogás residual; PBR) y compuestos orgánicos PAH_{16} (GC-MS).

2.2 Mineralización de C y N en el suelo

La mineralización del C orgánico y N del digerido se determinó en incubación aerobia en suelo durante 56 días a 25 ºC. Se utilizaron los digeridos OI a dos tamaños de partícula. En recipientes herméticos de 500 ml se pesaron 40 g de suelo con textura arenosa (pH 6,42; CE 0,130 dS m^{-1}, MO 0,57 %; COT 3,3 g kg^{-1}, NT 0,32 g kg^{-1}, $CaCO_3$ 1,93 %) y se añadieron 1,6 ml de cada digerido, manteniendo el suelo control sin digerido y recipientes vacíos como blancos (por triplicado). Se añadió agua destilada hasta alcanzar el 70 % de la capacidad de retención hídrica del suelo y se introdujo un vial en cada recipiente con 10 ml de NaOH 0,1 M para retener el CO_2 producido. Los recipientes se abrieron tras 2, 4, 7, 14, 28, 42 y 56 días y los viales fueron re-emplazados y valorados con HCl 0,1 M (en exceso de $BaCl_2$) para determinar el CO_2 producido. La mineralización del C de digerido (C_{dig}) se calculó como la diferencia entre el C-CO_2 producido por el suelo con digerido y el producido por el suelo control sin digerido y expresado como el porcentaje de COT del digerido. La mineralización de N se determinó en un experimento de incubación similar, utilizando tubos con 5 g de suelo y dos proporciones de digeridos: la misma proporción que para C (0,2 ml) y 4 veces mayor (0,8 ml). Se prepararon muestras destructivas para cada tiempo de muestreo (0, 2, 7, 14, 28, 42 y 56 días). La concentración de N-NH_4^+ se determinó espectrofotométricamente en extractos secuenciales de agua destilada y KCl 2 M. La concentración de N-NO_3^- se determinó mediante electrodo selectivo en el extracto acuoso. El N inorgánico (NI) formado en el suelo procedente del NT del digerido (NI_d) se calculó mediante la diferencia entre el NI del suelo tratado con digerido y NI del suelo control. La mineralización neta de N se calculó como el porcentaje de N-orgánico del digerido.

2.3 Evaluación estadística

Los datos se evaluaron estadísticamente mediante ANOVA de dos factores, las diferencias entre las medias mediante el test de Tukey a $P<0,01$ y la normalidad de los datos se testó mediante el test de Shapiro-Wilk (IBM SPSS Statistics versión 26 para Windows).

3. Resultados y Discusión

Los materiales digeridos no mostraron diferencias significativas de sus características en función del tamaño de partícula, con excepción de COT, K y Mn (Tabla 1). Los valores de pH fueron bastante homogéneos, ligeramente inferiores en V4 y V10, todos ellos característicos del proceso de DA. La CE fue elevada en todas las muestras y principalmente en OI y P, lo que indica elevada concentración de sales solubles que puede limitar su uso agrícola por problemas de salinidad. Tanto los resultados de ST como de SV estuvieron dentro de estrecho margen, superiores en las muestras de verano, relacionado con el contenido en fibra de los residuos generados en esa época del año. Las concentraciones de COT fueron bajas y muy próximas entre sí, por lo que su contenido orgánico tendrá escaso efecto en la MO del suelo tratado con estos materiales. Cabe destacar los mayores valores de NT en digeridos OI y las mayores concentraciones de P, K, Ca y Mg en los digeridos V. Además, la concentración de Na fue alta en todos los digeridos, mayor en V4, derivada de la adición puntual de $NaHCO_3$ durante DA para incrementar la capacidad tamponante y evitar bajadas de pH, lo que conlleva elevada CE. Aunque la concentración de K es elevada, sin embargo, la relación Na/K resultó superior a 2 (media de 2,25 para V, 3,00 para IO y 4,37 en P). Ello confirma el riesgo de acumulación de sales de Na en el suelo y posible toxicidad en los cultivos por el uso agrícola del digerido, por lo que se recomienda su uso en cultivos tolerantes a la salinidad. La concentración de micronutrientes fue baja en todas las muestras y superior para Fe, destacando los valores elevados en los digeridos OI. Los EPT se encontraron en concentraciones muy bajas e incluso alguno inferiores a los límites de detección, todos ellos (en materia seca) resultaron inferiores a los límites establecidos para digeridos (CMC5; Reglamento (EU) 2019/1009); los niveles de HAP_{16} resultaron inferiores al límite de detección. El PBR estuvo comprendido entre 51-85 en V, 76-84 en OI y 99-143 en P (ml g^{-1} SV), siendo inferiores al límite <250 ml g^{-1} SV de estabilidad biológica.

Las condiciones de higienización se cumplieron para *Salmonella* (ausente en 25 g mf), pero en algún caso *E. coli* tuvo valores superiores a 1000 UFC g^{-1} mf ($7,8\times10^3$ - $3,6\times10^4$ UFC g^{-1} mf).

Tabla 1. Características de los digeridos obtenidos de residuos de frutas y verduras de otoño-invierno (OI), primavera (P) y verano (V) a dos tamaños de partícula: 4 y 10 mm (valores medios, n=3).

	OI4	OI10	P4	P10	V4	V10	ANOVA		
							M	T	MxT
pH	7,46a	7,55a	7,59a	7,69a	7,33b	7,20b	***	ns	ns
CE (dS m^{-1})	14,3a	15,6a	12,96a	13,25a	9,68b	7,41b	***	ns	ns
ST (g l^{-1})	17,55b	16,92b	18,26ab	17,53ab	24,43a	20,40a	*	ns	ns
SV (g l^{-1})	10,28ab	10,04ab	9,37b	8,12b	13,71a	11,91a	*	ns	ns
COT (g l^{-1})	3,23b	2,49b	3,64b	3,38b	5,64a	3,73b	***	**	ns
NT (g l^{-1})	1,23a	1,27a	0,54b	0,51b	0,34c	0,36c	***	ns	ns
P (mg l^{-1})	72b	67b	45c	47c	109a	100a	***	ns	ns
K (mg l^{-1})	226c	202c	293b	259b	754a	688a	***	*	ns
Ca (mg l^{-1})	152b	137b	101c	94,4c	172a	164a	***	ns	ns
Mg (mg l^{-1})	24b	24b	25b	24b	57a	51a	***	ns	ns
Na (mg l^{-1})	623c	657c	1204b	1196b	1872a	1395b	***	ns	**
Fe (mg l^{-1})	95a	91a	4,32b	6,90b	8,77b	6,18b	***	ns	ns
Cu (mg l^{-1})	0,48a	0,53a	0,33c	0,22c	0,43b	0,39b	***	ns	ns
Mn (mg l^{-1})	1,36b	1,17cb	0,92cd	0,77d	1,78a	0,77d	***	***	***
Zn (mg l^{-1})	1,45a	1,37a	0,63c	0,80c	1,18b	0,99b	***	ns	ns

As, Cd, Co y Mo < 0.1 mg l^{-1}; Cr: 0,1-2,5 mg l^{-1}; Ni <0,2 mg l^{-1}; Pb<0,5 mg l^{-1}. ANOVA M: mezcla; T: tamaño; *, **, *** significativo a p<0,05, 0,01 y 0,001; ns: no significativo.

La producción de CO_2 en los suelos con los digeridos fue muy intensa en la primera semana de incubación, disminuyendo posteriormente, lo que llevó a un perfil de modelo de primer orden cinético (de la Fuente y col., 2013; Häfner y col., 2022). Tras 56 días el proceso alcanzó valores de 413 y 459 mg C-CO_2 kg^{-1} en los suelos tratados con OI4 y OI10, respectivamente, frente a 256 mg C-CO_2 kg^{-1} en el suelo control. Alburquerque y col. (2012b) y de la Fuente y col. (2013) encontraron valores superiores en suelos tratados con digeridos de estiércol con residuos agroindustriales (639-1679 mg C-CO_2 kg^{-1}), lo que indica mayor degradabilidad. Sin embargo, aunque la proporción de digerido aplicado al suelo fue similar, los digeridos de los anteriores autores eran más ricos en COT (5,9-42,8 g l^{-1}) que los del presente estudio (Tabla 1). Así, la mineralización del COT de los digeridos superó el 100 % del COT al final de la incubación, confirmando la labilidad del COT de los digeridos en el suelo y no pueden considerarse microbiológicamente estables en condiciones aeróbicas. Hafner y col. (2022) obtuvieron la mayor mineralización de C en el digerido procedente de residuos alimentarios, vinculado a su baja relación C/N (2,18), intermedia entre las de los digeridos actuales (Tabla 1). Aunque el PBR indicó la estabilidad de los digeridos en condiciones anaeróbicas, las condiciones aeróbicas que prevalecen en el suelo promovieron los procesos de degradación. Si las etapas de hidrólisis y metanogénesis de la DA no están completamente equilibradas, los compuestos orgánicos simples (como ácidos grasos volátiles) e intermedios (ej. monoterpenos que inhiben la DA), pueden acumularse en el digerido (presentes en ciertos residuos del sustrato OI de DA). Ello lleva a la producción de digeridos inestables, que pueden promover la actividad microbiana del suelo y la demanda de O_2 tras su aplicación, provocando cierta anaerobiosis en el suelo.

La evolución del NI fue homogénea y similar para ambos digeridos a dosis baja, con disminuciones de N-NH_4^+ paralelas a aumentos de N-NO_3^- por nitrificación (Figura 1). A la dosis alta, la dinámica resultó heterogénea, con disminuciones de NI debido al retraso en la nitrificación y fenómenos de inmovilización microbiana (Alburquerque y col., 2012b; Reuland y col., 2022). Posteriormente, el aumento en la concentración de NI (principalmente N-NO_3^-) demostró la mineralización de N del digerido en el suelo. Así, la proporción de NT del digerido presente en

formas inorgánicas (NI_d) que puede estar disponible para los cultivos fue para la dosis baja de: 38,9 y 32,9 % para los días 28 y 56, respectivamente en OI4, y para OI10 de 35,5 y 32,5 % para los mismos días, sin diferencias significativas entre los digeridos. Estos valores son inferiores a los encontrados por Reuland y col. (2022), ya que los digeridos estudiados contenían altas concentraciones de $N\text{-}NH_4^+$ (elevada proporción de NT como NI). Menores valores se lograron en IO10 a la dosis alta (16.7 %), con mayores valores en OI4 (31.7 %) similares a la dosis baja. La mineralización neta de N (N_{min}) fue similar en los dos digeridos a dosis bajas (33,2 ± 2,5 % y 31,3 ± 3,7 % para OI4 y OI10), similar a la encontrada por Reuland y col. (2022) para digeridos de diferente origen (20-39 %), a pesar de que su menor C/N pudiera indicar mayor mineralización de N. A dosis alta, N_{min} de ambos digeridos fue inferior (22,4 ± 4,4 % para OI4 y 16,3 ± 1,0 % para OI10) debido a la ocurrencia de fenómenos de inmovilización microbiana.

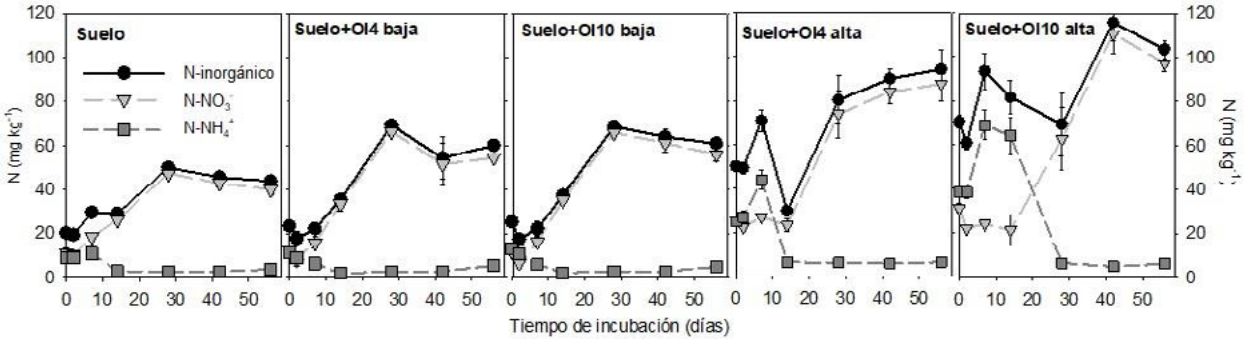


Figura 1. Evolución del N-inorgánico en el suelo control y tratado con los digeridos a dos dosis.

4. Conclusiones

La calidad de los digeridos de residuos de frutas y verduras fue adecuada para su aplicación agrícola, con excepción del elevado contenido salino que puede limitar su uso a cultivos tolerantes a la salinidad, su uso prolongado puede llevar a la acumulación de sales en suelos. Pero previamente es necesario asegurar la higienización del digerido. La rápida degradación del COT del digerido en los suelos indicó una gran labilidad de su fracción orgánica en condiciones aeróbicas. El proceso de mineralización de N reveló una rápida formación de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo, que alcanzó hasta el 39 % del NT del digerido, y una mineralización neta promedio del 32 % del N orgánico. El aumento de la dosis de aplicación del digerido provocó un retraso en la nitrificación y redujo la mineralización de N, y por tanto la proporción de NT disponible para las plantas.

5. Bibliografía

Alburquerque J.A., de la Fuente C., Ferrer-Costa A., Carrasco L., Cegarra J., Abad M., Bernal M.P., 2012a. Assessment of the fertilizer potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass Bioenerg*. 40, 181-189.

Alburquerque J.A., de la Fuente C., Bernal M.P., 2012b. Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. *Agric. Ecosyst. Environ*. 160, 15-22.

de la Fuente C., Alburquerque J.A., Clemente R., Bernal M.P., 2013. Soil C and N mineralisation and agricultural value of the products of an anaerobic digestion system. *Biol. Fert. Soils* 49, 313-322

Häfner F., Hartung J., Möller K., 2022. Digestate composition affecting N fertiliser value and C mineralisation. *Waste Biomass Valor*. https://doi.org/10.1007/s12649-022-01723-y

Reuland G., Sigurnjak I., Dekker H., Sleutel S., Meers E., 2022. Assessment of the carbon and nitrogen mineralisation of digestates elaborated from distinct feedstock profiles. *Agronomy* 12, 456.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido desarrollado en el marco del proyecto “Employing circular economy approach for OFMSW management within the Mediterranean countries – CEOMED” financiado por el Programa ENI CBC Mediterranean Sea Basin, Ref: A_B.4.2_0058 de la Unión Europea.

EVALUACIÓN DE LOS AGROPLÁSTICOS EN EL VERMICOMPOSTAJE: EFECTO FISICOQUÍMICO EN EL SUSTRATO Y MORFOLÓGICO EN *Eisenia fetida*

Zbigniew Emil Blesa Marco[1], Jose A. Sáez Tovar[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], E. Agulló[1], J. Andreu-Rodríguez[1], Mª Ángeles Bustamante[1], Raúl Moral Herrero[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, Spain.
e-mail: zblesa@umh.es

Resumen: El objetivo principal de este estudio fue evaluar la influencia de la presencia de diferentes agroplásticos (PEBD, PELBD, PET, PS y PELBD + PEBD) en un proceso de vermicompostaje de residuos agroalimentarios a escala de laboratorio (45 días). Se monitorizó la supervivencia y variación de peso de la comunidad de lombrices de tierra en presencia y ausencia de residuos plásticos de origen agroindustrial (AWP). Por otro lado, también se evaluó el efecto que podía ejercer la presencia de AWP en la evolución de los parámetros fisicoquímicos en el proceso de vermicompostaje. En base a los resultados obtenidos, se puedo demostrar que los AWP ejercen cierta afección en el estado morfológico de *E. fetida*, con el consecuente empeoramiento de las capacidades degradativas.

Palabras clave: Biotratamiento, Biofertilizantes, agricultura, ecotoxicidad, residuo

1. Introducción

A nivel ecosistémico las lombrices de tierra epigeas son clave en la descomposición de la materia orgánica y su incorporación al suelo. Uno de los enfoques más exitosos para obtener productos con alto valor fertilizante a partir de residuos orgánicos es el proceso de vermicompostaje. El uso de los agroplásticos en la agricultura, contribuyen a la generación y acumulación de estos materiales en los propios residuos agroindustriales. La exposición en el suelo a derivados plásticos, como los microplásticos, provoca una amplia gama de alteraciones fisiológicas en las lombrices de tierra (Sharifinia y col., 2020). Pero existen pocas evidencias sobre la influencia que puede tener su presencia en el biotratamiento de residuos orgánicos, lo cual indica la necesidad de estudiar los efectos a nivel de calidad del vermicompost obtenido, así como los posibles efectos adversos sobre el estado de salud de las lombrices. Para ello se procedió a evaluar de forma comparativa, el efecto que producía la presencia de diferentes tipos de AWP en una comunidad de *E. fetida* durante un proceso de vermicompostaje. Se estudió: 1) la evolución fisicoquímica del sustrato durante el proceso de vermicompostaje y 2) el estado de salud de la comunidad de lombrices a través de la determinación de la supervivencia y evolución del peso.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental

Consistió en un bioensayo de mesocosmos mediante el cual las lombrices de tierra fueron expuestas a la presencia de diferentes tipos de AWP en condiciones de vermicompostaje (durante 45 días). Se ensayaron los siguientes AWP: Polietileno de baja densidad (PEBD), Polietileno lineal de baja densidad (PELBD), Polietileno tereftalato (PET), Poliestireno (PS), combinación de PELBD + PEBD y un MIX (PEBD + PELBD + PET + PS: 32,5; 32,5; 20,0; 15,0% respectivamente). De cada tratamiento se prepararon tres repeticiones con: sustrato + *E.fetida* como tratamiento control, sustrato + AWP ,sin presencia de *E. fetida* y finalmente, sustrato + AWP + *E. fetida*, para cada tipo de material plástico ensayado.

2.2 Desarrollo experimental

Se emplearon placas Petri (15 cm ø) en las que se añadió los diferentes AWP testeados (1,25% p.f.) con 25 individuos citelados en 80 g de compost. Se mantuvo en condiciones óptimas (OECD, 2016). En todos los tratamientos se utilizó el mismo compost como vermi-sustrato elaborado en las instalaciones de COMPOLAB-UMH (durante 96 días) a escala de pila comercial (10 m^3) con los siguientes ingredientes: lodos agroalimentarios, estiércol de vaca y poda de viñedo (45, 15 ,40%vol. respectivamente). Se obtuvieron altos estándares de calidad en estabilización, ausencia de efecto fitotóxico y cumple con la normativa de fertilizantes (RD 506/2013), clase A en metales pesados. Características del sustrato: pH = 7,8; CE = 4,5dS m^{-1}; Da = 486g/L; MOT = 60,3%; $C_{Hidrosoluble}$ = 225 g/Kg; NT = 21,3 g/Kg; P = 0,41%; K = 1,01%; IG = 108%; $C_{AcHúmicos}$ = 1,93%; $C_{AcFúlvicos}$ = 2,3% y CEC = 128 meq/100g MO.

2.3 Métodos estadísticos

Para los análisis estadístico se utilizó el paquete de software IBM SPSS Statistics V.28. Para el estudio de los resultados obtenidos se utilizó un modelo lineal general multivariante (GLM). Cuando las diferencias eran significativas, se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) con Tukey-b como prueba posthoc. La normalidad de la distribución y la homogeneidad de las varianzas se comprobaron mediante las pruebas de Shapiro Wilk y Levene.

3. Resultados y Discusión

3.1 Evolución fisicoquímica del vermicompostaje

Los valores de pH disminuyeron significativamente con la presencia de *E. fetida* y en menor medida con la presencia de AWP. Varias razones pueden ser las responsables: 1) el aumento de la degradación del contenido de MOT en cada tratamiento podría promover la liberación de ácidos grasos volátiles; 2) podría ser responsable la mucosidad de *E. fetida*, que es capaz de agregarse a los materiales ingeridos, provocando la neutralización del sustrato o 3) debido a la función de neutralización del pH que poseen las glándulas calcíferas.

La presencia de AWP dio como resultado una disminución significativa de los niveles de CE y un aumento de los niveles de MOT. Se puede afirmar que el PELBD, PS y PELBD + PEBD, ejercen un efecto negativo mayor sobre la capacidad de mineralización de la comunidad de lombrices ensayada. Por otro lado, la fuerte reducción del contenido de C_H observada al final del bioensayo, implico una mineralización acelerada de los nutrientes ligados a la MO. En general los AWP con polímero PELBD en su composición presentaron valores más altos de C_H al final del bioensayo. Una razón potencial de este hecho es que la estructura polimérica del PELBD retiene y se une parcialmente con la matriz orgánica, evitando su consumo.

Los C_{AH} y C_{AF} presentan un comportamiento similar al final del bioensayo. Si se comparan las muestras con *E. fetida*, el tratamiento con PELBD, PELBD + PEBD y MIX alcanzaron valores similares al control sin AWP. Mientras que, en el tratamiento con PEBD se observó una reducción de C_{AH} y C_{AF} respecto al control de 21 % y 22 % respectivamente. Es interesante remarcar el comportamiento encontrado en el material PET y PS, donde los valores de C_{AH} fueron aún más bajos que el sustrato inicial (1,93%). Esta reducción puede ser debida a la fuerte capacidad de adsorción de compuestos orgánicos de los microplásticos de PE, que ha sido atribuida a la formación de una eco-corona y biofilm en torno a estas partículas plásticas (Fadare y col., 2019).

En cuanto al contenido de P y K, las diferencias aparecen con la presencia de AWP. Los niveles totales fueron significativamente más bajos en los plásticos PET y PS, probablemente por el tipo de estructura del polímero. En este contexto, el resultado obtenido parece indicar que el contenido de NPK está relacionado principalmente con el tipo y composición de AWP.

Tabla 1. Evolución de las características fisicoquímicas del sustrato

		pH	CE (dS m^{-1})	MOT (%)	COT (%)	NT (%)	P (%)	K (%)	C_{Hidro} (g kg^{-1})	C_{AH} (%)
E. fetida	**AWP**									
Si	Sust*	7,48 ab	5,07 d	52,0 a	25,3	2,41 ab	0,76	1,24	8,2	3,8
	PEBD	7,50 ab	4,84 cd	52,1 a	27,8	2,44 ab	0,72	1,19	7,2	3,0
	PELBD	7,52 ab	4,42 bc	53,8 ab	27,3	2,30 a	0,74	1,22	8,8	3,7
	PET	7,27 a	4,66 c	53,2 ab	24,7	2,45 ab	0,64	0,81	7,3	1,3
	PS	7,42 ab	4,37 bc	52,9 ab	24,8	2,39 ab	0,60	0,73	6,8	1,6
	PELBD + PEBD	7,37 ab	4,45 bc	55,0 b	25,2	2,30 a	0,72	1,24	7,2	3,5
	MIX	7,96 b	4,76 cd	59,3 c	31,4	2,30 a	0,76	1,43	9,6	4,0
No	Sust	7,88 bc	4,17 bc	55,3 b	27,3	2,53 b	0,72	1,40	9,9	3,2
	PEBD	7,85 c	4,04 ab	54,0 ab	29,1	2,27 a	0,72	1,19	8,1	3,1
	PELBD	7,82 bc	4,01 ab	53,9 ab	27,5	2,36 ab	0,78	1,28	9,7	4,2
	PET	7,71 bc	3,90 ab	55,4 b	25,3	2,31 a	0,59	0,75	7,8	1,8
	PS	7,53 b	4,08 b	55,1 b	25,3	2,31 a	0,65	0,85	7,5	2,2
	PELBD + PEBD	8,10 c	3,22 a	52,8 ab	24,1	2,32 a	0,81	1,18	9,8	4,1
	MIX	7,96 c	4,34 bc	58,9 c	31,5	2,42 ab	0,71	1,42	9,7	4,0
E. fetida	Si	7,47 a	4,66 b	53,8 a	26,5	2,4	0,74	1,16	8,2 a	3,2 a
	No	7,86 b	3,88 a	54,6 b	26,9	2,3	0,75	1,17	9,6 b	3,5 b
Tipo AWP	PEBD	7,68 b	4,44 b	53,0 ab	28,4 b	2,35	0,72 b	1,19 b	7,7 ab	3,1 b
	PELBD	7,67 b	4,22 a	53,8 ab	27,4 ab	2,33	0,76 bc	1,22 b	9,3 bc	4,0 b
	PET	7,49 a	4,23 ab	54,3 b	25,0 ab	2,40	0,61 a	0,78 a	7,6 ab	1,6 a
	PS	7,48 a	4,23 ab	54,0 ab	25,0 ab	2,35	0,63 a	0,79 a	7,2 a	1,8 a
	PELBD + PEBD	7,73 bc	3,84 a	53,9 ab	24,6 a	2,31	0,81 c	1,21 b	9,1 bc	3,8 b
	MIX	7,82 bc	4,56 b	59,1 c	31,0 c	2,36	0,75 bc	1,40 b	9,7 c	4,0 b
E. fetida		***	***	*	ns	ns	ns	ns	*	*
Tipo AWP		***	***	***	***	ns	**	**	***	***
E.fetida x AWP		***	***	***	ns	**	ns	ns	ns	ns

*Sust = Sustrato sin presencia de AWP a t 45 días. ***Significativo a P<0,001, ** Significativo a P<0,01, * Significativo a P<0,05, ns: no significativo.

3.2 Efecto morfológico en Eisenia fetida

La presencia de AWP indujo una disminución significativa de la supervivencia de *E. fetida* (Fig. 1). La menor tasa de supervivencia (%) corresponde al PELBD. En los tratamientos que incorporan PELBD en su composición, también se obtuvo una menor tasa de supervivencia si comparamos con los demás plásticos testados. Esta afección en la ratio de supervivencia, observada en otros estudios, ha sido descrita como un conjunto de factores bióticos, que afectan a diversos procesos fisiológicos como la respiración, la tasa de reproducción, de alimentación o la movilidad (Yadav y col., 2011).

La variación del peso (%) (Fig. 2) también exhibió una mayor susceptibilidad a los efectos morfológicos negativos producidos por la exposición a PELBD, con una mayor reducción del peso por individuo. En el resto de tratamientos (excepto el PELBD + PEBD), se observó una tendencia similar. El control (en ausencia de AWP) logró mantener una densidad de lombrices mayor, con una mejora del peso corporal promedio. Esto es indicativo que los nutrientes presentes en el sustrato no han sido un factor limitante y que la presencia de AWP es la responsable de inducir alteraciones metabólicas en *E. fetida*.

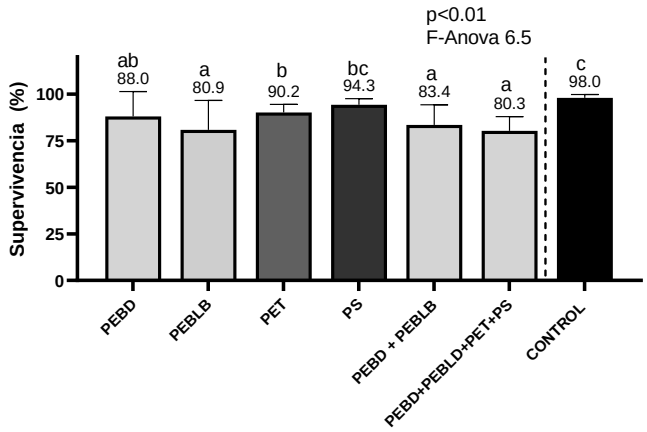


Figura 1. Supervivencia de *E. fetida*

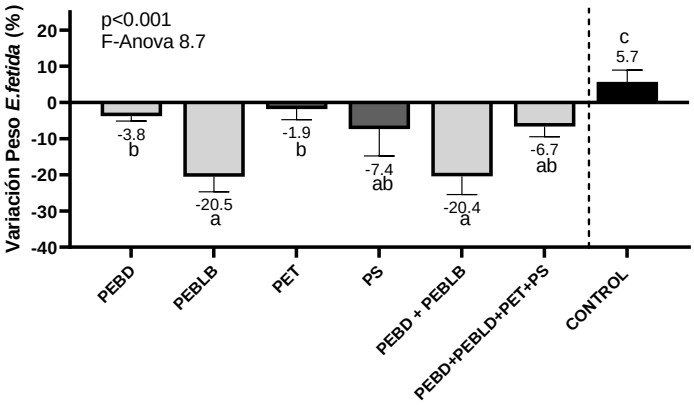


Figura 2. Variación promedio de pérdida de peso en *E. fetida*

4. Conclusiones

La presencia de AWP (1,25 % p.f.) en el vermicompostaje parece producir cambios a nivel fisiológico en *E.fetida*, lo cual se traduce en una menor tasa de supervivencia con mayor pérdida de biomasa corporal de las lombrices. Además, a nivel de proceso, el AWP parece ralentizar la actividad microbiana inherente al sustrato, especialmente los plásticos PET y PS, donde el contenido en P, K y sustancias húmicas varió significativamente en el producto final.

5. Bibliografía

OECD, 2016. Test No. 222: Earthworm Reproduction Test (Eisenia fetida/Eisenia andrei), OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris

Fadare, O., Wan, B., Humic acid alleviates the toxicity of polystyrene nanoplastic particles to Daphnia magna. 2019. Environmental Sciencie Nano.

Sharifinia, M., Afshari Bahmanbeigloo, Z., Keshavarzifard, M., Hossein Khanjani, M., P. Lyons, 2020. Microplastic pollution as a grand challenge in marine research: A closer look at their adverse impacts on the immune and reproductive systems, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 204, 111109, ISSN 0147-6513

Yadav K.D., Tare, V. & Ahammed, M.M., 2011. Vermicomposting of source-separated human faeces by Eisenia fetida: effect of stocking density on feed consumption rate, growth characteristics and vermicompost production. *Waste Management*. 31, pp. 1162-1168.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del Project RECOVER *"Development of innovate biotic simbiosis for plastic biodegradation and synthesis to solve their challenges in the agricultrure and food industries"* -–BBI-JU-Horizon 2020 n° 887648.

ESTUDIO DE LA BIODIVERSIDAD FUNCIONAL DURANTE EL COMPOSTAJE A ESCALA INDUSTRIAL DE LODOS DE DEPURADORA

M.J. Estrella-González, J.A. López-González, F. Suárez-Estrella, M.M. Jurado, M.R. Martínez-Gallardo, A.J. Toribio y M.J. López.

Departamento de Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería. Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, CIAIMBITAL, Almería (España), meg274@ual.es

Resumen: El modelo actual de economía circular pretende disminuir el depósito de residuos orgánicos en vertederos, otorgándoles un valor añadido mediante estrategias más sostenibles y ambientalmente respetuosas. En este escenario, el compostaje surge como una alternativa viable y eficaz dirigida a la biotransformación aerobia de restos orgánicos en una enmienda húmica denominada compost. En las últimas décadas, gracias al avance de las ciencias -ómicas, se está profundizando en el estudio de los microorganismos que participan en el proceso, así como en la diversidad funcional de los distintos grupos implicados. En este trabajo se llevó a cabo el estudio del metataxoma bacteriano y su funcionalidad a lo largo de un proceso de compostaje de lodos de depuradora a escala industrial, así como su relación con los parámetros básicos de seguimiento del proceso. En términos generales, las muestras de compost analizadas cumplieron con los estándares de calidad en relación al contenido en humedad, materia orgánica y relación C/N. En lo que respecta a la funcionalidad microbiana, algunas de las familias más destacables fueron *Nocardioidaceae,* implicada en procesos de degradación de compuestos aromáticos, y *Rhodocyclaceae,* importante por la amplia versatilidad metabólica de algunos de sus miembros, y por su implicación en el ciclo del nitrógeno. Cabe destacar que el efecto higienizante relacionado con la fase termófila del proceso de compostaje, pudo derivar en la selección de grupos microbianos termorresistentes. Este es el caso de algunos miembros de la familia de *Bacillaceae,* la cual fue mayoritaria en las etapas finales del proceso.

.

Palabras clave: metataxonómica, funcionalidad, calidad.

1. Introducción.

Los lodos de depuradora son el principal subproducto del tratamiento de las aguas residuales (Lü et al., 2021). Este producto secundario se caracteriza por la elevada carga de materia orgánica, así como por poseer elevadas concentraciones de fósforo, nitrógeno y potasio, entre otros macro y micronutrientes. Sin embargo, también existen componentes nocivos como metales pesados y la presencia de microorganismos potencialmente patógenos para el ser humano (Meng et al., 2021). Su acumulación, debido al crecimiento poblacional desmedido, ha llevado a la búsqueda de posibles soluciones. En la actualidad, las principales formas de eliminación de lodos de depuradora incluyen su aplicación al suelo, el reciclaje como materiales de construcción, el secado-incineración y el compostaje (Lü et al., 2021).

Entre todas las alternativas posibles, el compostaje surge como un proceso eficiente y económico cuyo producto final es de interés agronómico. Además, es importante destacar que durante el proceso de compostaje se produce la higienización del material y la disminución de sustancias potencialmente peligrosas para el ser humano (Meng et al., 2021). Para que el proceso de biotransformación ocurra de forma adecuada, es imprescindible la actuación de una amplia gama de bacterias, actinobacterias, levaduras y hongos que pueden clasificarse en microbiota residente y transeúnte. En las últimas décadas, gracias al avance de las ciencias ómicas, se está profundizando en el estudio de los microorganismos que participan en el proceso, así como en la diversidad funcional de los distintos grupos implicados.

El objetivo de este trabajo fue comprobar mediante el estudio del metataxoma, la disminución de la microbiota patógena durante un proceso de compostaje de lodos de depuradora a escala industrial, así como su perfil funcional. Dada la naturaleza del proceso, también se analizaron los parámetros de calidad estipulados por el BOE 999/2017 en cuanto a la aplicación del producto como posible fertilizante.

2. Material y Métodos.

2.1. Muestreo.

Las muestras analizadas procedieron de una empresa dedicada al compostaje de lodos de depuradora, que gestiona lodos en el sudeste español. Por motivos de confidencialidad, no se indica el nombre de la empresa. Se recogieron muestras al inicio y, posteriormente, durante las distintas fases térmicas del proceso. Dichas fases fueron denominadas como: materia prima (MPR), mesófila (MES), termófila (TER), enfriamiento (ENF), maduración (MAD) y producto final (PRF). Teniendo en cuenta que los análisis se llevaron a cabo siempre por triplicado, se procesaron un total de 18 muestras.

2.2 Parámetros de control.

Se analizaron principalmente parámetros físico-químicos relacionados con el monitoreo del proceso. La humedad contenida en las muestras se determinó mediante secado a 105 °C durante 24 h. El contenido en materia orgánica se evaluó determinando la pérdida de peso, a peso constante por ignición a 550 °C. Para obtener el valor de la relación C/N, el nitrógeno total (N) y el carbono total (C) se determinaron en muestras sólidas secas por combustión a 950 °C utilizando un analizador elemental LecoTruSpec CN (Leco Co., St. Joseph, MI, EE. UU.).

2.3. Aislamiento de ADN bacteriano, preparación de bibliotecas y secuenciación.

Se utilizó el kit DNeasy PowerSoil DNA isolation kit (Qiagen) para la extracción del ADN y se amplificó por PCR, usando los cebadores Bakt 341F y Bakt 805R, incluyendo controles negativos tanto en el proceso de extracción, como en las PCR. Los productos de amplificación fueron secuenciados en un MiSeq PE300 (Illumina) por la empresa AllGenetics & Biology S.L. (La Coruña, España).

2.4. Análisis de datos metataxonómicos y estudio del perfil funcional.

El ensamblaje R1 y R2 fue realizado con FLASH y para el análisis de los archivos FASTQ de utilizó el software “Quantitative Insights into Microbial Ecology 2” (QIIME2) v2021.04 (Bolyen y col., 2019). Se utilizó dada2 para la eliminación de secuencias quiméricas, réplicas y ruido de fondo. Las secuencias se asignaron taxonómicamente utilizando la metodología classify-sklearn y la base de datos “sillva-138-99-nb-weighted-classifier”. Los ASVs obtenidos fueron filtrados al 0.25%. Además, se calcularon los índices alfa de biodiversidad Chao1 y Shannon. La funcionalidad se extrapoló usando el programa Faprotax versión 1.25.

3. Resultados y Discusión

3.1 Parámetros de control.

Durante el proceso de compostaje a escala industrial de lodos de depuradora se alcanzó el mínimo de temperatura establecido durante la etapa termófila por la Agencia de Protección ambiental (EPA, 2003), oscilando entre 55-70 ˚C. Por otro lado, según la legislación actual sobre productos fertilizantes (Real Decreto 999/17), para poder comercializar como enmienda orgánica el producto obtenido durante un proceso de compostaje, éste debe cumplir los siguientes requisitos: Humedad < 40%, Materia Orgánica > 35% y relación C/N < 20 El producto final del proceso de compostaje presentó los siguientes valores para los parámetros anteriormente mencionados: Humedad = 31%, Materia Orgánica = 47% y relación C/N = 9. En base a estos valores y a los estipulados en legislación, se puede afirmar que se cumplieron todos los criterios establecidos en dicho Real Decreto.

3.2 Análisis metataxonómico y de funcionalidad.

Los análisis metataxonómicos mostraron cuan variables, desde el punto de vista microbiológico, fueron las fases del proceso de compostaje entre sí (**Figura 1**). El phylum mayoritario fue *Firmicutes* (52,51%) seguido de lejos por *Bacteroideta* (22.02%) y *Actinobacteriota* (14.16%). En lo que respecta a las familias, de manera global, las más representativas fueron *Sedimentibacteriaceae* (16.91%), presente mayoritariamente en la fase mesófila y termófila. Otra de las familias mayoritarias fue *Peptostreptococcales-Tissierellales* (13.90%), mayoritaria en la fase de enfriamiento. La tercera familia mayoritaria fue *Bacillaceae* (10.68%), la cual representó más del 65% de la microbiota presente en la fase de maduración. En cuanto a la higienización del material, se obtuvieron resultados similares a los descritos por López-González et al. (2021). Esto significa que se observó cómo, además de disminuir la microbiota, se produjo la disminución de familias potencialmente patógenas aumentando aquellas que son consideradas como beneficiosas. En las fases correspondientes a la etapa de maduración y producto final se pudo observar la presencia mayoritaria de la familia *Bacillaceae* (65,5%) y dos familias pertenecientes a la clase de *Actinobacteria* (79,1%), respectivamente. Estos resultados estarían en la línea de los obtenidos por Tian et al., (2013) quienes estudiaron el papel crucial que juegan los microrganismos pertenecientes a *Actinobacteria* en las últimas fases del proceso. Cabe destacar que el efecto higienizante relacionado con la fase termófila del proceso de compostaje, pudo derivar en la selección de grupos microbianos termorresistentes. Este es el caso de algunos miembros de la familia de *Bacillaceae,* la cual fue mayoritaria en las etapas finales del proceso.

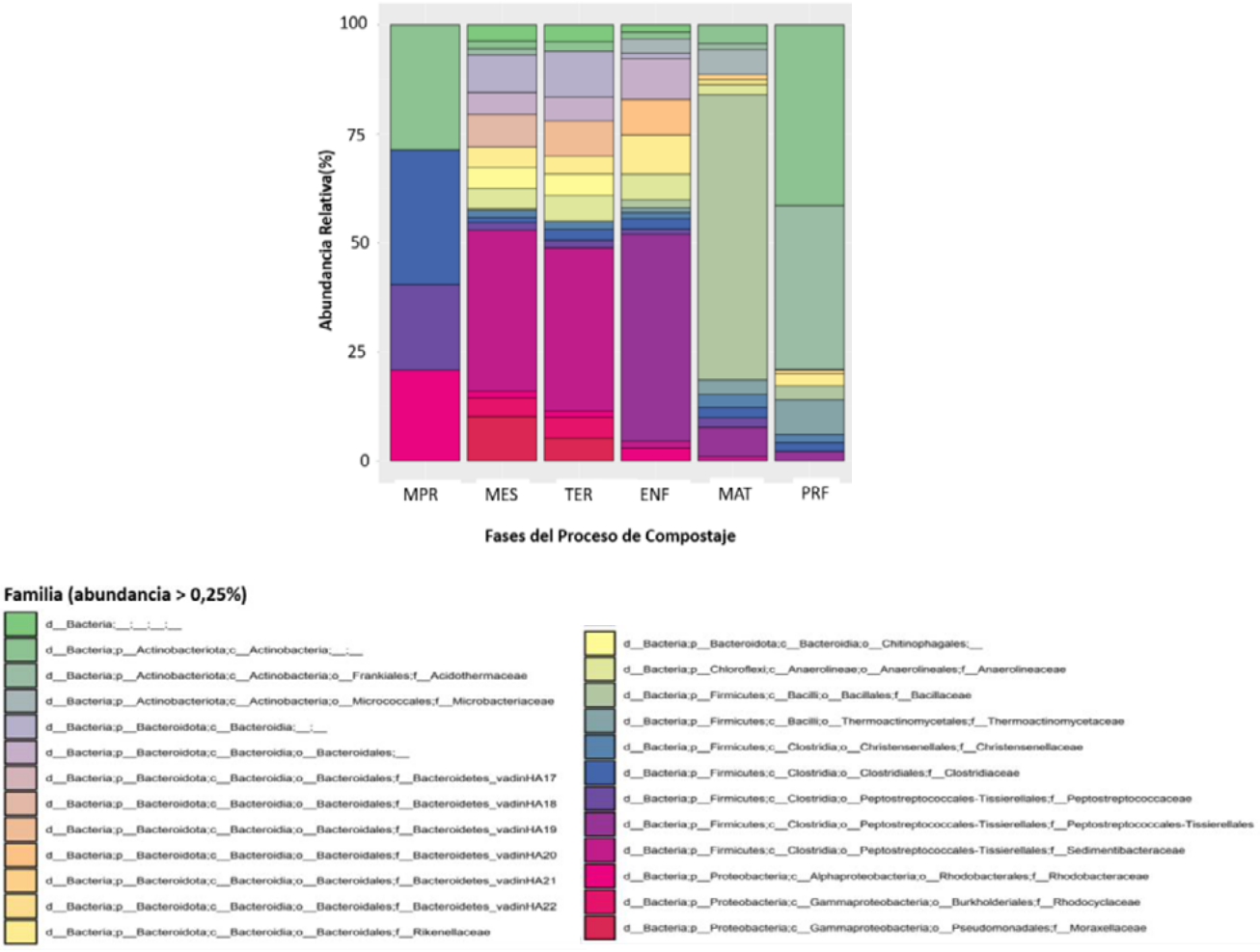


Figura 1. Abundancia Relativa (%) de cada familia bacteriana en cada fase del proceso de compostaje.

La biodiversidad alfa fue analizada mediante el empleo del índice de Shannon y el índice de Chao1. La abundancia de las muestras, o índice de Shannon, fue disminuyendo considerablemente hasta la fase de maduración y producto final donde se observaron los valores más bajos (valores cercanos a 7 en ambos casos). La riqueza fue estudiada mediante el índice de Chao1. Los valores finales de este índice disminuyeron a más del 50% respecto a los valores obtenidos inicialmente. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por López-González et al. (2021). Estos autores comprobaron que la estructura de la comunidad bacteriana se conservó tanto en la fase de maduración como en el compost final.

Además, se llevó a cabo un análisis de funcionalidad microbiana donde solo se pudo asignar un perfil funcional al 15% de los ASVs. Como era de esperar, los perfiles metabólicos más ampliamente presentados en todas las fases fueron “quimioheterótrofos” y “quimioheterótrofos aeróbicos” (Tortosa et al 2021). Resultó interesante la presencia de microorganismos degradadores de plástico e hidrocarburos. Algunas de las familias más destacables fueron *Nocardioidaceae* junto a *Moraxellaceae*, implicadas en procesos de degradación de compuestos aromáticos, y *Rhodocyclaceae*, importante por la amplia versatilidad metabólica de algunos de sus miembros, y por su implicación en el ciclo del nitrógeno.

4. Conclusiones

La predominancia de microorganismos pertenecientes a la familia *Bacillaceae* y de la clase de *Actinobacteria* en la etapa de maduración y producto final, respectivamente, demuestra la idoneidad del proceso de compostaje para la biotransformación de lodos de depuradora en cuanto a higienización se refiere. Además, el producto de elevado valor agronómico generado cumplió con los estándares de calidad impuestos por legislación. En lo que respecta a la funcionalidad, la presencia de microorganismos con capacidad degradadora de compuestos aromáticos, hidrocarburos y plásticos lo dota de gran interés a nivel biotecnológico.

5. Bibliografía

BOE-A-2017-14332, 2017. Real Decreto 999/2017: Spanish Regulation on fertilizers products.

EPA (Environmental Protection Agency, USA), 2003. Environmental regulations and technology. Control of pathogens and vector attrraction in sewage sludge. EPA625-R-92-013.

López-González, J. A., Estrella-González, M. J., Lerma-Moliz, R., Jurado, M. M., Suárez-Estrella, F., López, M. J. 2021. Industrial Composting of Sewage Sludge: Study of the Bacteriome, Sanitation, and Antibiotic-Resistant Strains. Front. Microbiol., 12.

Lü, H., Chen, X. H., Mo, C. H., Huang, Y. H., He, M. Y., Li, Y. W., Feng, N. X., Katsoyannis, A:, Cai, Q. Y., 2021. Occurrence and dissipation mechanism of organic pollutants during the composting of sewage sludge: A critical review. *Bioresour. Technol. 328*, 124847.

Meng, L., Li, W., Zhang, S., Zhang, X., Zhao, Y., Chen, L., 2021. Improving sewage sludge compost process and quality by carbon sources addition. *Sci. Rep.11*(1), 1-8.

Tian, W., Sun, Q., Xu, D., Zhang, Z., Chen, D., Li, C., Shen, Q., Shen, B. 2013. Succession of bacterial communities during composting process as detected by 16S rRNA clone libraries analysis. *Int. Biodeterior. Biodegradation*. *78*, 58-66.

Tortosa, G., Fernández-González, A. J., Lasa, A. V., Aranda, E., Torralbo, F., González-Murua, C., Fernández-López, M., Benítex, E., Bedmar, E. J. 2021. Involvement of the metabolically active bacteria in the organic matter degradation during olive mill waste composting. *Sci. Total Environ*. 789, 147975.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad a través del proyecto AGL2015-64512-R.

EVALUACIÓN DE LA MADUREZ, ESTABILIDAD Y CALIDAD DEL COMPOST DE ALPERUJO MEDIANTE PIRÓLISIS ANALÍTICA (Py-GC/MS)

Marta P. Rueda[1], Francisco Comino[1], Víctor Aranda[2], María José Ayora-Cañada[1], Ana Domínguez-Vidal[1]

[1]Dpto. Química Física y Analítica, Universidad de Jaén, 23071 Jaén, España
[2]Dpto. Geología, Universidad de Jaén, 23071 Jaén, España
e-mail: mprueda@ujaen.es

Resumen: Las características físico-químicas del producto obtenido mediante compostaje de residuos varían según las condiciones y materiales de partida. Para comprender los cambios estructurales sucedidos en la materia orgánica del compost, se requiere un conocimiento profundo de su proceso de degradación y transformación en compuestos similares a las sustancias húmicas del suelo. El objetivo de este estudio es caracterizar la materia orgánica de cuatro muestras de compost de alperujo y compararla con la del alperujo fresco, mediante pirólisis acoplada a cromatografía de gases y espectrometría de masas (Py-GC/MS). Los resultados obtenidos muestran la degradación progresiva de carbohidratos, así como un descenso acusado de compuestos responsables de la hidrofobicidad y fitotoxicidad del alperujo con el compostaje. La adición de gallinaza a las mezclas de alperujo y residuos de poda para su compostaje, resultó beneficiosa para la obtención de un material con menor proporción de carbono degradable y actividad microbiana. Además, se obtiene un mayor porcentaje de compuestos aromáticos de origen proteico. Los índices pirolíticos como el cociente entre el total de compuestos alifáticos y aromáticos (AL/AR) y el índice de Shannon-Weaver así como las diferencias cuantificadas entre el material fresco y compostado, sugieren la transformación gradual de la materia orgánica hacia formas más estables y complejas.

Palabras clave: Materia orgánica · Py-GC-MS · Biotransformación · Enmienda orgánica · Compost

1. Introducción

El reciclado de residuos agrícolas y ganaderos mediante compostaje para su uso como enmiendas orgánicas en suelos de cultivo intensivo y con escasez de materia orgánica, es una de las estrategias medioambientales más atractivas de las últimas décadas (Favoino y Hogg, 2008). El compostaje promueve la biotransformación de la materia orgánica, originando un producto más estable enriquecido con sustancias húmicas (Lima y col., 2009). En España, esta práctica resulta de interés como solución a la gestión de las toneladas anuales de alperujo generadas durante la extracción del aceite de oliva que, por sus características fitotóxicas, no puede ser depositado directamente en el suelo. Diversos estudios demuestran que su compostaje, junto a otros residuos como restos de poda o estiércol animal, da lugar a un producto cuyas propiedades inducen grandes efectos positivos en el cultivo, mejorando la calidad y fertilidad del suelo, al aumentar el contenido en materia orgánica y las fracciones biodisponibles de N, P y K (Fernández-Hernández y col., 2012).

Las propiedades del compost varían según la composición de los materiales iniciales y del progreso del compostaje. Su madurez y estabilidad se relacionan con la resistencia de la materia orgánica a la degradación, así como con la humificación e idoneidad para el crecimiento de las plantas (Hachicha y col., 2009). En consecuencia, para evaluar el grado de maduración del compost se emplean numerosos parámetros como olor, temperatura, pH, relación C/N, etc. Sin embargo, la información obtenida resulta a menudo incompleta, y sería deseable un mejor conocimiento de los cambios estructurales ocurridos en la materia orgánica en los procesos de degradación y biotransformación. En ese sentido, la pirólisis acoplada a cromatografía de gases y espectrometría de masas (Py-GC/MS) es una metodología analítica idónea para la caracterización estructural detallada, ya que produce una amplia variedad de productos que

pueden asociarse con su origen bioquímico, permitiendo así revelar los cambios químicos ocurridos durante el compostaje (el Hayany y col., 2021).

El objetivo de este estudio es caracterizar la materia orgánica de cuatro muestras de compost de alperujo y una de alperujo fresco, comparando sus rasgos estructurales mediante Py-GC/MS. Este estudio profundo de la composición orgánica del compost, permite la predicción de su estado de maduración y su calidad como enmienda orgánica.

2. Material y Métodos

2.1 Descripción de las muestras

En este estudio se han considerado una muestra de alperujo fresco (OMP) y cuatro de compost de alperujo (COMP), proporcionadas por diferentes cooperativas localizadas en la provincia de Jaén (España). La Tabla 1 muestra detalles de su composición y origen.

Tabla 1. Descripción de las muestras.

Muestra	*Composición (% p/p)*	*Origen*
OMP	Alperujo fresco (OMP)	Almazara Hermejor de la Reina
COMP1	30 % OMP + 70 % restos de poda	IFAPA
COMP2	80 % OMP + 10 % restos de poda + 10 % gallinaza	Alcanova S.L.
COMP3	80 % OMP + 10 % restos de poda + 10 % gallinaza	Coop. Ntra. Señora de los Remedios
COMP4	50 % OMP + 25 % restos de poda + 25 % gallinaza	Almazara Hermejor de la Reina

2.2 Py-GC/MS y análisis estadísticos

Los análisis de pirólisis acoplada a cromatografía de gases y espectrometría de masas (Py-GC/MS), se desarrollaron en un Sistema SCION GC-MS (Bruker Daltonics, Alemania. Las muestras, previamente secadas a 65 ºC y molidas y tamizadas a 200 µm (< 1 mg) se introdujeron en un pirolizador Multi-Shot Pyrolyzer EGA/PY-3030D (Frontier Lab, Fukushima), durante 10 s a 600 ºC. Los productos de pirólisis fueron purgados hacia el SCION 436-GC, y separados cromatográficamente en una columna capilar BR-5MS. La identificación de los productos de pirólisis se realizó mediante comparación con la base de datos del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (NIST) a partir de los valores m/z y los patrones de fragmentación.

El índice de diversidad de Shannon-Weaver (H) se calculó según la ecuación 1.

Ec. 1 $$H = -\sum_{i=1}^{S} P_i \ln P_i$$

siendo *S* el número de picos del pirograma con área normalizada y P_i el área del pico *i* con respecto al área total de los productos identificados (García y col., 2012).

Además, la similitud entre las abundancias relativas (*I*) de picos homólogos (*k*) en dos pirogramas (*i* y *j*), se calculó mediante la ecuación 2.

Ec. 2 $$S_{ij} = \left[\sum_{k=1}^{n} \left({I_i^k}/{I_j^k} \right)\right]/n$$

siendo *n* el número total de pico considerados. S_{ij} compara un par de pirogramas y varía entre 0 y 1: cuanto más cercano sea el valor a la unidad, mayor será la similitud (Ceccanti y col., 2007).

3. Resultados y Discusión

Se identificaron un total de 108 compuestos diferentes mediante la pirólisis analítica del OMP y las muestras de compost (Figura 1).

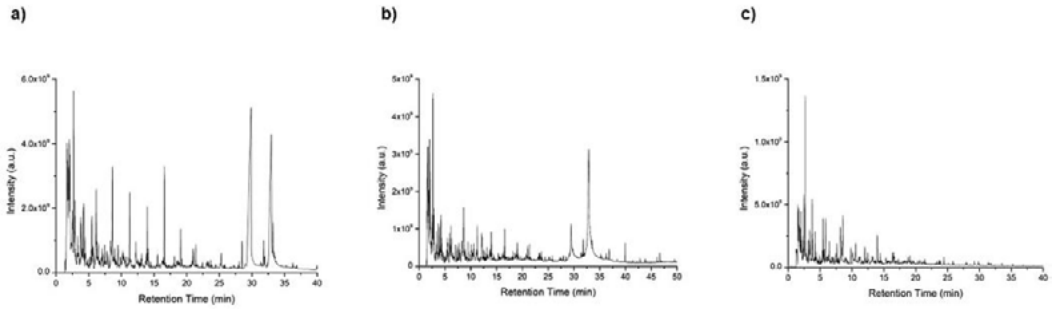


Figura 1. Pirogramas obtenidos para (a) OMP fresco; (b) COMP1; y (c) aspecto típico de los pirogramas de los COMP2, COMP3 y COMP4.

El alperujo fresco (OMP) destaca principalmente por su gran contenido en ácidos grasos, que constituyen el 22,84 % del área de pico total. Entre ellos, los más abundantes son los ácidos palmítico y oleico, probablemente como lípidos restantes tras la extracción del aceite de oliva. Por otro lado, se identificaron diversos compuestos alifáticos, especialmente n-alcanos, n-alquenos y alcoholes de alto peso molecular (> 112), tales como dec-1-eno y tridecan-1-ol, representando el 6 % del área total. Todos estos compuestos están estrechamente relacionados con las propiedades hidrofóbicas de este material, reduciendo la accesibilidad a la materia orgánica por parte de los microorganismos.

En comparación con el OMP, los COMP apenas muestran restos lipídicos en su composición, con la excepción del COMP1, que contiene una cantidad significativa de ácidos grasos y sus derivados (15,72 %). Es evidente, por tanto, que la biodegradación de los lípidos en esta muestra no ha sido tan completa como en el resto de compost analizados. Además, el ácido *cis*-vaccénico se ha detectado en mucha mayor abundancia en comparación con el OMP (11,9 % vs. 2,6 %). Este compuesto se considera un biomarcador bacteriano, que apunta a la actividad de bacterias estrictamente anaerobias y Gram negativas (Savy y col., 2016). La presencia de gran cantidad de bacterias Gram negativas y restos de lípidos en este compost apunta a un compostaje incompleto.

Con respecto al resto de muestras de COMP, se caracterizan por concentraciones similares de compuestos aromáticos, incluyendo derivados de benceno (11,1-13,2 %) y compuestos fenólicos (8,26-13,1 %). Tal y como indican Plaza y col. (2007), la aromaticidad aumenta en las etapas finales del compostaje de alperujo. Por otro lado, el alto porcentajes de compuestos nitrogenados, principalmente heterociclos nitrogenados (12,7-18,5 %) detectados en estas muestras, se pueden asociar a la presencia de entre 10 y 25 % de gallinaza en la mezcla inicial de residuos orgánicos. La inclusión de este residuo parece tener un efecto muy positivo en el compostaje al compararlo con el uso de solo restos de poda (como ocurre en el caso del COMP1), también con respecto a la reducción del contenido de ácidos grasos como ya se ha señalado.

La estimación empírica del grado de maduración de cada una de las muestras analizadas, se ha determinado a partir del cálculo de varios índices de interés. En primer lugar, la ratio entre el total de compuestos alifáticos y aromáticos (AL/AR), ofreció resultados relevantes, mostrando un descenso progresivo desde el OMP sin compostar (1,9) hasta COMP4 (0,11). Esto es indicativo de que, a medida que avanza el compostaje, se produce la degradación de las sustancias más lábiles. Así, una mayor humificación implica que los ácidos húmicos podrían volverse más aromáticos. Por su parte, el índice de Shannon-Weaver, demostró que el compostaje es sinónimo de un incremento en la variedad de los compuestos, ya que aumenta desde 2,9 hasta 3,5, resultando en la biotransformación de la materia orgánica hacia formas más complejas y estables. Por último, el índice de similaridad S_{ij}, es útil para cuantificar las diferencias entre el OMP fresco y los cuatro COMP. Los resultados (Tabla 2) revelan una similitud muy baja entre OMP y los COMP (0,380-0,470). El valor más alto corresponde a la pareja OMP y COMP1, lo que confirma una vez más que este material es más similar a una materia prima que a un compost maduro. Las diferencias entre COMP1 y las restantes muestras de compost siguen siendo elevadas (en torno a 0,6), indicando diferencias de maduración. El índice S_{ij} más alto es el

correspondiente al COMP3 y COMP4 (0,761), ambos considerados más maduros de acuerdo a los resultados mencionados, a pesar de las diferencias en los materiales de partida.

Tabla 2. Índices de similaridad (S_{ij}) de las muestras analizadas.

Muestras	*COMP1*	*COMP2*	*COMP3*	*COMP4*
OMP	0,477	0,389	0,380	0,429
COMP1		0,658	0,571	0,603
COMP2			0,760	0,711
COMP3				0,761

4. Conclusiones

La pirólisis analítica (Py-GC/MS) ha permitido caracterizar la materia orgánica de alperujo fresco y compostado, mostrando una composición química muy heterogénea en función de la mezcla inicial de residuos orgánicos y del proceso de compostaje. Así, junto a la degradación de carbohidratos y el aumento progresivo de compuestos fenólicos y nitrogenados, el compostaje implica una disminución del contenido de ácidos grasos y compuestos alifáticos de origen lipídico. El uso de gallinaza en las mezclas, parece favorecer el proceso de compostaje dando lugar a materiales con mejores propiedades agronómicas. Por el contrario, una enmienda orgánica con un compostaje incompleto se caracterizó por la presencia de cantidades significativas de los ácidos palmítico y *cis*-vaccénico. Los índices calculados, han permitido confirmar y cuantificar diferencias en la estructura molecular de la materia orgánica de las muestras, mostrando que esta presenta un carácter mas estable y complejo en enmiendas de mejor calidad.

5. Bibliografía

Ceccanti B., Masciandaro G., Macci C., 2007. Pyrolysis-gas chromatography to evaluate the organic matter quality of a mulches soil. *Soil Tillage Res.* 97, 71-78.

El Hayany B., Loubna E, Fels M, Dignac F., 2021. Pyrolysis-GCMS as a tool for maturity evaluation of compost from sewage sludge and green waste. *Waste and Biomass valorization*. 12, 2639-2652.

Favoino E., Hogg D., 2008. The potential role of compost in reducing greenhouse gases. *Waste management and research.* 26, 61-69.

Fernández-Hernández, A., Roig, A., Serramiá, N., Civantos, C.G.O., Sánchez-Monedero, M.A., 2014. Application of compost of two-phase olive mill waste on olive grove: Effects on soil, olive fruit and olive oil quality. *Waste Management.* 34, 1139–1147.

García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B., Masciandaro, G., Calcinai, M., 2012. Soil Science and Plant Nutrition Evaluation of the organic matter composition of raw and composted municipal wastes. *Soil Science and Plant Nutrition.* 39(1), 99–108.

Hachicha S., Sellami F., Cegarra J., Hachicha R., Drira N., Medhioub K., Ammar E., 2009. Biological activity during co-compostign of sludge issued from the OMW evaporation ponnds with poultry manure-Physico-chemical characterization of the processed organic matter. *J. Hazard. Mater.* 162, 402-409.

Lima D.L.D., Santos S.M., Scherer H.W., Schneider R.J., Duarte A.C., Santos E.B.H., Esteves V.I., 2009. Effects of organic and inorganic amendments on soil organic matter properties. *Geoderma*. 150, 38-45.

Plaza C., Senesi N., Brunetti G., Mondelli D., 2007. Evolution of the fulvic acid fractions during co-composting of olive oil mill wastewater sludge and tree cuttings. *Bioresour. Technol.* 98, 1964-1971.

Savy D., Mazzei P., Nebbioso A, Drosos M., 2016. Molecular properties and functions of humic substances and humic-like substances from biomass and their transformation products. *Anal. Tech. Methods Biomass.* 85-114.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos de investigación UJA-1381060 (Proyectos de I+D+i en el marco del Programa Operativo FEDER Andalucía 2014-2020) y PID2020-118673RB-I00 del Ministerio de Ciencia e Innovación. Los autores agradecen el apoyo técnico y humano del Centro de Instrumentación Científico Técnica (CICT) de los Servicios Centrales de Apoyo a la Investigación de la Universidad de Jaén (UJA, MICINN, Junta de Andalucía, FEDER).

BENEFICIOS DE LA CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LODOS, VINAZA Y GALLINAZA EN EL MARCO DE LA ECONOMÍA CIRCULAR

Leonor Sillero, Montserrat Pérez, Rosario Solera

Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente. IVAGRO. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales (CASEM). Universidad de Cádiz. Pol. Río San Pedro s/n, 11510 Puerto Real (Cádiz), España.

Resumen

La creciente demanda energética y el aumento en la generación de residuos orgánicos obligan a buscar soluciones alternativas a estos problemas ambientales. Una solución viable es la codigestión anaerobia de desechos orgánicos que, en proporciones adecuadas, permite el tratamiento y gestión de residuos de forma simultánea. De esta forma mejoran las condiciones físico-químicas y el equilibrio en los nutrientes, lo que aumenta el rendimiento del biogás proporcionando mayor estabilidad al proceso y mayor eliminación de carga orgánica en el efluente con un mayor ahorro energético y económico al compartir instalaciones.

En este ensayo se estudió la codigestión anaerobia de lodos de depuradora, vinaza de vino y gallinaza, a escala laboratorio, en rango mesofílico. Los datos experimentales arrojan un tiempo hidráulico de retención óptimo de 13 días con eficiencias de depuración de sólidos volátiles de 55% alcanzando rendimientos medios de metano de 262mLCH_4/gSV. Los valores de ácidos grasos volátiles caen por debajo de 300mg/L con una relación de acidez total/alcalinidad en torno a 0,1, demostrando así la capacidad tampón del sistema. Por último, se detectan escasos patógenos en el efluente, indicativo de la capacidad higienizante del proceso, permitiendo clasificar el efluente como biosólido clase A según la USEPA. Por tanto, mediante el proceso de codigestión anaerobia se consigue la valorización de residuos de diferente naturaleza en forma de biogás susceptible de usarse como energía térmica o eléctrica, además de biosólidos clase A aptos para usarse como fertilizante agronómico. De esta forma, se consigue cerrar el círculo de la bioeconomía circular, dando solución a la gestión de residuos orgánicos próximos entre sí y consiguiendo productos de alto valor añadido.

Palabras clave: lodos, vinaza, gallinaza, co-digestión anaerobia, biometano.

1. Introducción

La creciente implantación de plantas de tratamiento de aguas residuales provoca un aumento en la generación de lodos con el consiguiente impacto medioambiental. Estos lodos deben ser gestionados adecuadamente en las plantas de tratamiento. Los lodos secundarios o lodos activados son el resultado del tratamiento biológico realizado en la planta y se caracterizan por contener un gran número de microorganismos activos así como una alta concentración de sólidos y materia orgánica. Existen varias tecnologías para el tratamiento de los lodos de depuradora, entre ellas la digestión anaerobia (Zahedi et al., 2018), que consiste en un proceso biológico, en ausencia de oxígeno, que convierte la materia orgánica biodegradable en biogás y en un biosólido que puede ser utilizado con fines agronómicos (Sillero et al., 2022).

Los lodos de depuradora son uno de los sustratos que más se han tratado mediante digestión anaerobia para la producción de biogás. Sin embargo, se ha demostrado que la combinación con otros residuos orgánicos mejora el resultado final del proceso en cuanto al rendimiento y producción de biogás. Además, se consigue una mayor reducción de sólidos volátiles (SV), una mayor biodegradabilidad de la materia orgánica, equilibrio de nutrientes y por tanto una adecuada relación C/N inicial (Borowski, 2015). Adicionalmente, la codigestión de residuos consigue un ahorro energético, tecnológico y económico al compartir las instalaciones de tratamiento (Tena et al., 2021).

Para que el proceso funcione adecuadamente es necesario seleccionar los residuos según sus características físico-químicas. En este sentido, existen dos residuos del sector agroalimentario, la vinaza del vino y la gallinaza, que cumplen los requisitos indicados, ya que se complementan de forma adecuada en cuanto a la relación C/N, pH, carga orgánica total y el contenido en nutrientes. Además, se generan en zonas próximas donde pueden ser recolectados.

El objetivo de este estudio es comprobar los beneficios de la codigestión anaeróbica de tres sustratos (lodos de depuradora, vinaza de vino y estiércol de aves de corral), operando en rango

mesofílico y con un tiempo hidráulico de retención (THR) de 13 días. Se pretende comprobar la viabilidad del proceso en términos de eficiencia de depuración de DQO (Demanda Química de Oxígeno) y SV (Sólidos Volátiles), producción de metano y rendimiento. Además, se determinará el contenido de patógenos en el efluente de los reactores, con el fin de clasificarlos como biosólidos de clase A para su posterior uso como enmienda agronómica.

2. Material y Métodos

2.1. Reactores y condiciones de funcionamiento

Para el estudio experimental se utilizaron reactores de tanque de agitación continua (CSTR) equipados con palas de acero inoxidable accionadas por motores programados para una agitación de 40 rpm. Cada reactor tiene tres litros de capacidad con dos litros de volumen de trabajo. Los reactores se depositaron sobre una placa calefactora programada a 35°C. Cada reactor tiene un puerto donde se conectó una bolsa Tedlar de 5 litros de capacidad para recoger el biogás diario producido, un puerto donde se instaló una sonda de temperatura y otro puerto para la alimentación y la salida del efluente. El THR fijado fue de 13 días, determinado como óptimo en ensayos previos (Sillero et al., 2022).

2.2 Caracterización de los sustratos

Los parámetros más relevantes de cada sustrato y de la alimentación fueron analizados y presentados en la tabla 1.

Tabla 1. Caracterización inicial de los sustratos utilizados y su proporción en masa para la alimentación.

Parámetros	Lodos	Vinaza	Gallinaza	Mezcla (49.5:49.5:1)
pH	6.43±0.23	3.25±0.14	8.95±0.32	4.75±0.36
DQO total (g/L)	56.91±0.14	40.22±0.15	272.31±0.33	56.16±5.21
DQO soluble (g/L)	15.61±0.13	39.59±0.09	143.68±0.23	35.58±2.18
ST (g/L)	42.17±0.11	22.42±0.09	472.12±0.29	35.64±3.07
SV (g/L)	35.74±0.09	19.31±0.08	393.01±0.19	27.95±2.11
AGV (mgAcH/L)	2412±31	1316±32	137±12	1939±34
C/N	14.25±0.77	130.00±3.18	3.24±0.86	30.22±1.01
Nitrógeno amoniacal total (g/L)	0.22±0.02	0.25±0.04	22.54±1.12	1.99±0.03
Alcalinidad (g/L)	1.3±0.21	n.d.*	35.20±0.18	0.56±0.02

Los resultados se expresaron como promedio ± desviación estándar. Análisis realizados por triplicado (n = 3).
*n.d.=No detectable

Se puede observar la elevada carga orgánica de todos los sustratos, en especial de la gallinaza. Además es notable la diferencia en el pH y en la relación C/N, así como la elevada concentración de nitrógeno amoniacal y alcalinidad que presenta la gallinaza. Todo ello hace que la alimentación propuesta, formada por una proporción en masa de 49,5:49,5:1 de lodo:vinaza:gallinaza, presente un pH ácido, elevada concentración de DQO y Sólidos, y una relación C/N inicial cercana a 30, valor adecuado para el desarrollo de la digestión anaerobia (Sillero et al., 2021).

2.3. Métodos analíticos

Durante la digestión anaerobia mesofílica de lodo, vinaza y gallinaza, se llevó a cabo la determinación periódica de DQO total y soluble, sólidos totales y volátiles siguiendo los métodos estándar APHA-AWWA-WPFC (Standard Methods, 2012). Para la determinación del pH se utilizó un medidor de pH HACH sensION+. Los AGV se determinaron por cromatografía de gases, utilizando un cromatógrafo de gases (Shimadzu GC-2010). Para la determinación del carbono orgánico total y del nitrógeno total, se utilizó un analizador de carbono orgánico total (Shimadzu TOC-L CSH/CSN). La alcalinidad y el nitrógeno amoniacal total se midieron con el fotómetro multiparamétrico HANNA (HI83399), siguiendo los métodos estándar APHA-AWWA-WPFC (Standard Methods, 2012). El volumen y la composición del biogás producido se midieron diariamente utilizando un caudalímetro de gas Ritter TG1 y una bomba de aspiración de gas KNF

Laboport. La composición del biogás se analizó con un cromatógrafo de gases (Shimadzu GC-2010) equipado con un detector de conductividad térmica (TCD). La determinación de coliformes totales, E-Coli [método 9222H] y *Salmonella* [método 9260B] se realizó según los métodos estándar. Los Coliformes totales se calcularon a través de E-Coli, ya que representa aproximadamente el 90% de ellos (Standard Methods, 2012).

3. Resultados y Discusión

3.1. Evolución del pH

En la figura 1 se puede observar la evolución del pH a lo largo del proceso de codigestión anaerobia para un THR de 13 días. Se puede comprobar la estabilidad del pH que se mantuvo entre 7,5 y 8, sin necesidad de recurrir a ningún agente externo para ajustar el pH a valores adecuados para desarrollar la co-digestión anaerobia.

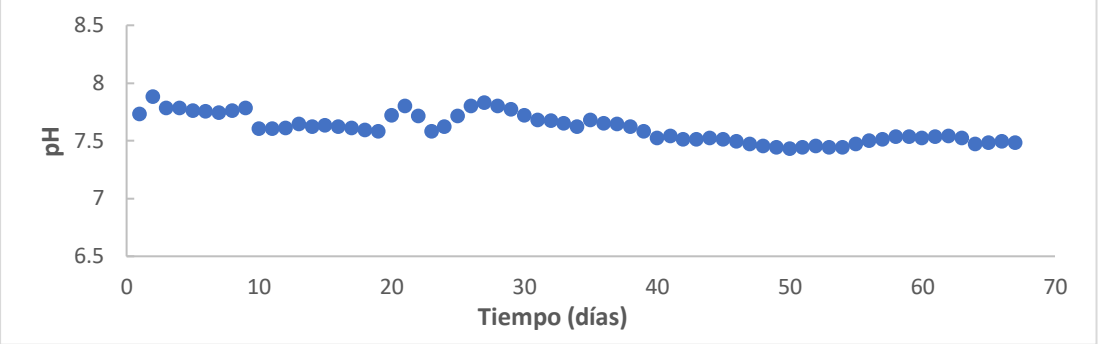


Figura 1. Evolución del pH durante la co-digestión mesofílica de lodo, vinaza y gallinaza.

3.2. Eficiencias de depuración

En la figura 2 se muestran las eficiencias de depuración. Se puede observar como la eliminación de DQO y SV superó el 50%. Los AGV detectados en el efluente fueron inferiores a 300mg/L con un 90% de eliminación. Con respecto a los patógenos, se alcanzaron valores muy altos de eliminación, registrando valores de E-coli y Coliformes totales en el efluente por debajo de 1000 unidades formadoras de colonias/gST y la eliminación total de Salmonella, lo que permite su clasificación como biosólido clase A según la USEPA.

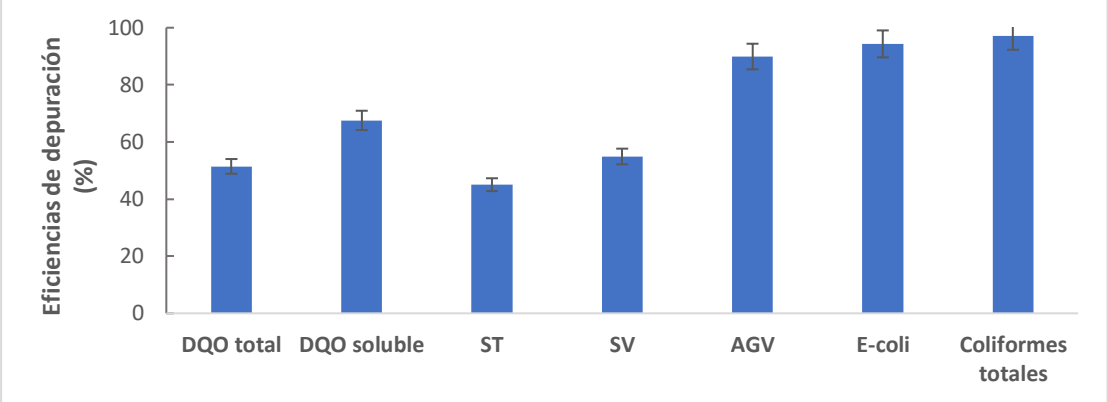


Figura 2. Eficacia de depuración de DQO, sólidos totales y volátiles, ácidos grasos volátiles y patógenos.

3.3. Alcalinidad y nitrógeno amoniacal total

La alcalinidad alcanzó un valor promedio de 6.05 g/L. La relación Acidez total/alcalinidad total, presentó valores cercanos a 0.04, lo que confirma la robustez del sistema al suministrarle una capacidad tampón elevada. Esto permite la estabilidad del proceso frente a cualquier variable en todo momento (Sillero et al., 2022).

El nitrógeno amoniacal total presentó resultados medios en torno a 4.30 g/L. El límite de TAN para impedir inhibición del proceso no está claramente definido en la bibliografía ya que depende

del grado de aclimatación de los microorganismos (Gao et al., 2015). En el presente ensayo, los valores elevados de TAN, proporcionados principalmente por la gallinaza, no supusieron un factor de toxicidad ni de inhibición para la producción de biogás.

3.4. Rendimiento de metano

Durante el proceso de co-digestion anaerobia de lodo, vinaza y gallinaza, se analizó la producción de biogás obteniendo un volumen medio de 0.78 litros/día.

Para un THR de 13 días, se obtuvo un rendimiento de metano medio de 262mLCH_4/gSV. Otros autores registraron valores similares para la codigestión anaerobia, con lodo, estiércol y residuos animales, registrando 257mLCH_4/gSV (Bi et al., 2020), o lodos con fracción orgánica de residuos municipales, obteniendo 333mLCH_4/gSV (Borowski, 2015).

4. Conclusiones

La codigestión anaerobia de lodos de depuradora, vinaza de vino y estiércol avícola a un THR de 13 días permitió obtener eficiencias de depuración de DQO total y soluble de 51%, 68% respectivamente, y sólidos totales y volátiles de 45% y 55%, respectivamente. En relación a los ácidos grasos volátiles, se obtienen valores por debajo de 300mg/L con una relación de acidez total/alcalinidad en torno a 0,1, demostrando así la capacidad tampón del sistema. El rendimiento medio de metano alcanzado es de 262mLCH_4/gSV. Además, la concentración de patógenos registrados en el efluente permiten clasificarlo como biosólido clase A. Por todo ello, podemos concluir que la codigestión anaerobia consigue gestionar diferentes tipos de residuos próximos, de forma sostenible, obteniendo productos finales de valor añadido contribuyendo, así, al modelo de economía circular, ya que estos bioproductos se pueden usar para autoabastecer la planta de tratamiento y abonar los cultivos aledaños.

5. Bibliografía

Bi, S., Hong, X., Yang, H., Yu, X., Fang, S., Bai, Y., Liu, J., Gao, Y., Yan, L., Wang, W., Wang, Y., 2020. Effect of hydraulic retention time on anaerobic co-digestion of cattle manure and food waste. Renew. Energy 150, 213–220. https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.12.091

Borowski, S., 2015. Temperature-phased anaerobic digestion of the hydromechanically separated organic fraction of municipal solid waste with sewage sludge. Int. Biodeterior. Biodegrad. 105, 106–113. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.08.022

Gao, S., Zhao, M., Chen, Y., Yu, M., Ruan, W., 2015. Tolerance response to in situ ammonia stress in a pilot-scale anaerobic digestion reactor for alleviating ammonia inhibition. Bioresour. Technol. 198, 372–379. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.044

Sillero, L., Solera, R., Perez, M., 2022. Improvement of the anaerobic digestion of sewage sludge by co-digestion with wine vinasse and poultry manure : Effect of different hydraulic retention times. Fuel 321, 124104. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.124104

Sillero, L., Solera, R., Perez, M., 2021. Anaerobic co-digestion of sewage sludge, wine vinasse and poultry manure for bio-hydrogen production. Int. J. Hydrogen Energy. https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.11.032

Standard Methods, 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Water Res. 16, 1495–1496. https://doi.org/10.1016/0043-1354(82)90249-4

Tena, M., Perez, M., Solera, R., 2021. Benefits in the valorization of sewage sludge and wine vinasse via a two-stage acidogenic-thermophilic and methanogenic-mesophilic system based on the circular economy concept. Fuel 296, 120654. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120654

Zahedi, S., Rivero, M., Solera, R., Perez, M., 2018. Mesophilic anaerobic co-digestion of sewage sludge with glycerine: Effect of solids retention time. Fuel 215, 285–289. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.11.007

6. Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el Proyecto “Gestión de residuos y lodos agroalimentarios en el marco de la economía circular: producción de energía y fertilizantes mediante codigestión anaerobia en planta piloto” (P18-RT-1348) del Plan Andaluz de Investigación, Desarrollo e Innovación (PAIDI 2020).

DEPURACIÓN DE PURINES MEDIANTE FILTRACIÓN POR COMPOST

Álvaro Fernández-López[1], Javier Cancelo-González[1], Remigio Paradelo[1,2], María Teresa Barral[1*]

1 Dpto. de Edafología y Química Agrícola, Universidade de Santiago de Compostela
2 Centro Interdisciplinar de Investigación en Tecnologías Ambientales (CRETUS), Universidade de Santiago de Compostela
**mteresa.barral@usc.es*

Resumen: Los purines procedentes de la cría intensiva de ganadería porcina suponen una fuente de contaminación de las aguas si no son gestionados adecuadamente. Cuando no es posible la aplicación al suelo, por carecer las explotaciones de base territorial suficiente o no estar los suelos en condiciones idóneas, son necesarios otros métodos de tratamiento, como la digestión anaerobia, que requieren de tecnología y elevados insumos. Por esta razón se han examinado otras alternativas de menor coste para el tratamiento del purín. En este trabajo se evalúa la aplicación, como adsorbente, de compost de corteza de pino (82 % < 2 mm, 95 % materia orgánica, pH 4,4), mediante un ensayo en reactor, en el que se analizó la capacidad adsorbente del compost, en contacto con purín de porcino durante 1 y 4 días. El análisis de DBO_5, NH_4^+, NO_3^-, NTK, P_t, P_s, Ni^{2+}, Cu^{+2}, Zn^{+2} y K^+ en los eluatos mostró una elevada capacidad de adsorción, que varió entre el 66 y 96 % de las concentraciones iniciales, siendo mayor para NTK y NH_4^+, y oscilando la desorción en agua entre el 3-45 %. Las formas de fósforo fueron una excepción a este comportamiento, pues la retención de P_t fue sólo del 36 y 20 %, siendo nula para la forma soluble P_s. La fitotoxicidad del purín original desapareció con el tratamiento de adsorción. No se observaron diferencias con el tiempo de contacto, lo que sugiere un efecto predominante de la adsorción frente a la degradación biológica.

Palabras clave: adsorción, biofiltro, deyecciones, excretas, contaminación.

1. Introducción

El aumento de la cría intensiva de porcino ha conducido a un aumento de los residuos ganaderos. Su aplicación al suelo es de interés por su contenido en materia orgánica y nutrientes (N, P, K), si bien también pueden aportar metales pesados, microorganismos patógenos y productos farmacéuticos. Pueden también entrañar un riesgo de degradación de la estructura edáfica, y contaminación de aguas superficiales y subterráneas, ocasionando riesgos ambientales (eutrofización) y para la salud (metahemoglobinemia). Por ello, cuando no es posible la aplicación al suelo de los purines en las condiciones adecuadas, de acuerdo con las recomendaciones de los Códigos de Buenas Prácticas Agrarias, es necesario recurrir a tratamientos de depuración que faciliten su aplicación segura al suelo o su vertido a cauces. Con este fin, se han utilizado tratamientos aerobios (compostaje y vermicompostaje) y anaerobios (biometanización) para la reducción de la DBO. El compostaje de purines, por ser esencialmente líquidos, requiere de la adición de una elevada proporción de estructurante, mientras que la digestión anaerobia precisa de más tecnología y produce unos lodos digeridos que suelen presentar fitotoxicidad. El tratamiento de purines por adsorción ha sido menos explorado, aunque podría ser un procedimiento de mayor simplicidad y menor coste. Para este fin puede emplearse compost, debido a su elevada superficie específica y capacidad de intercambio catiónico (Tipping y col., 1992). La utilización de compost de corteza de pino parece especialmente interesante, por su elevada permeabilidad, reactividad y capacidad adsorbente (Cancelo y col.., 2017; Hagemann y col., 2017; Zhang y col., 2011), además de su bajo contenido en metales, alta disponibilidad y moderado coste. La hipótesis de este trabajo es que el compost de corteza de pino puede ser utilizado con éxito en la depuración de purines de cerdo, en sistemas de filtración. Los objetivos son: a) determinar la capacidad de adsorción del compost para los contaminantes del purín; b) conocer el efecto del tiempo de contacto en la eliminación de contaminantes; c) cuantificar la posible desorción de contaminantes del compost.

2. Material y Métodos

2.1 Materiales

Como material reactivo para la adsorción se empleó compost de corteza de pino (CPC), suministrado por la empresa Costiña Orgánica (O Pino, A Coruña), obtenido mediante tratamiento aerobio en hileras. Posee un elevado porcentaje de materia orgánica (94,8%), granulometría fina (82 % < 2mm), pH ácido (4,37) y muy baja conductividad eléctrica (0,05 dS m^{-1}). El purín de porcino fue suministrado por una explotación de la Comarca del Deza (Pontevedra). Previamente a su empleo, se centrifugó a 2000 rpm durante 30 minutos para separar la fracción líquida (98% de la muestra completa) y sólida, pues el tratamiento de adsorción estaría dirigido al tratamiento de esta fracción líquida, siendo la opción preferente de gestión de los sólidos su aplicación directa al suelo o el compostaje. La fracción líquida se diluyó en proporción 1:1, para facilitar la filtración en el dispositivo experimental, evitando la oclusión de los poros.

2.2 Experimento de adsorción/desorción

Se realizó un experimento a escala de mesocosmos, empleando un reactor de metacrilato, con un volumen interno de 3578,7 cm^3, termostatizado a 18 ºC. Se rellenó con 2,3 kg de una mezcla 1:3 (v:v) de compost (previamente humectado durante una semana para favorecer la actividad biológica) y grava de cuarzo lavada (4-5 mm). El purín se introdujo en el dispositivo mediante bomba peristáltica Gilson, a 2,5 rpm, en cantidad equivalente a un volumen de poros (1500 ml), y permaneció el contacto con el compost durante 1 y 4 días, con el fin de evaluar los efectos de la adsorción y la degradación biológica. A continuación, se procedió a un lavado con agua destilada, para valorar la desorción. Se recogieron un total de 5 alícuotas consecutivas; las tres primeras, de 450 mL cada una, permiten evaluar la adsorción, pues se corresponden aproximadamente con el volumen purín introducido. La cuarta alícuota, de 300 mL, corresponde a una fase intermedia entre el purín desplazado y el agua destilada utilizada en la lixiviación, y permite evitar interferencias en los resultados de las etapas de adsorción y desorción. La última alícuota, de 1350 mL, corresponde exclusivamente a la desorción con agua destilada. Todos los experimentos se realizaron por triplicado.

El purín diluido y las alícuotas de las etapas de adsorción/desorción se sometieron a los siguientes análisis: conductividad eléctrica (CE), pH y Eh, inmediatamente después de recogido el eluato; nitrógeno total Kjeldahl (NTK), DBO_5 mediante respirometría; fósforo total mediante digestión ácida y determinación colorimétrica. En muestra filtrada por 0.45 µm se determinó la concentración de metales (Ni^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2}+) y K+, mediante espectrofotometría de llama, y fósforo soluble (Ps), por colorimetría. La fitotoxicidad de los eluatos se determinó según Zucconi y col. (1985), empleando semillas de *Lepidium sativum*, calculando el índice de germinación IG mediante la fórmula IG=% G (L⁄Lc), donde % G es el porcentaje de semillas que germinaron respecto al control (agua destilada), L es la longitud media de las raíces en la muestra y Lc la longitud media de las raíces en el control.

Los datos fueron analizados mediante una prueba t de Student y un análisis de varianza ANOVA, considerando significativas las diferencias cuando $p \leq 0,05$, utilizando el paquete estadístico IBM® SPSS® Statistics Version 24.

3. Resultados y Discusión

La fracción líquida del purín diluida 1:1 que se empleó como influente presenta un pH ligeramente alcalino (7,83), una conductividad elevada (12,6 dS m^{-1}) y Eh negativo (-107 mV). La DBO_5 es muy elevada, alcanzando 0,92 g de O_2 L^{-1}. Asimismo, presenta una elevada concentración de elementos disueltos: NTK 3080 mg L^{-1}, NH_4^+ 1770 mg L^{-1}, NO_3^- 9260 mg L^{-1}, P_t 162,5 mg L^{-1}, P_s 17,5 mg L^{-1}, K^+ 1571 mg L^{-1}, Zn^{2+} 1,74 mg L^{-1}, Cu^{2+} 0,52 mg L^{-1} y Ni^{2+} 0,09 mg L^{-1}.

El valor de CE disminuyó considerablemente tras la filtración, hasta valores de 1,6 dS m^{-1}, lo que se atribuye a la retención de iones solubles por la materia orgánica del compost (intercambio iónico y complejación). El pH se acidificó sensiblemente, presentando valores de 5,4 y 6,2 en el efluente, lo que se atribuye al efecto acidificante de los ácidos húmicos y fúlvicos del compost. El Eh sufrió un drástico aumento durante la filtración, alcanzando valores claramente oxidantes, de más de 400 mV.

Se demuestra que con el tratamiento se consigue una reducción significativa ($p<0,05$) de la DBO_5 y otros constituyentes del purín (Tabla 1) pues, con excepción del fósforo, las concentraciones en el efluente fueron significativamente inferiores ($p<0.05$) a las del influente. Sin embargo, excepto para Pt y Ni, para los que la retención disminuye con el tiempo, no se aprecian diferencias significativas entre los resultados obtenidos a 1 y 4 días. Este comportamiento es especialmente evidente en la DBO_5, que se redujo en un 61 y 57 % en 1 y 4 días, respectivamente, evidenciando, por la similitud de ambos valores, escasos efectos de degradación biológica en la disminución de este parámetro.

Tabla 1. Porcentaje medio de retención de constituyentes del purín, tras la filtración por compost, y porcentaje medio de desorción de los componentes anteriormente adsorbidos.

Parámetro	Día	Retención (%)	Desorción (%)
NH_4^+	1	96,6	6,2
	4	91,4	5,3
NO_3^-	1	86,6	4,8
	4	78,7	3,4*
DBO_5	1	60,5	45,0
	4	56,8	37,4
Cu	1	86,4	8,6
	4	74,3	13,2
Ni	1	80,0	26,8
	4	66,7*	42,0
Zn	1	73,1	10,9
	4	84,5	9,6
K	1	88,6	8,0
	4	83,0	10,0
NTK	1	95,9	3,9
	4	92,7	3,7
Pt	1	35,9	85,7
	4	20,0*	118,5
Ps	1	-57,9	-
	4	-53,6	-

Valores medios seguidos de * indican diferencias significativas ($p<0,05$) entre los días 1 y 4.

EL NTK sufrió una fuerte reducción en su concentración, que fue también elevada para la forma amoniacal y para el ion nitrato. Esta alta capacidad de retención de formas inorgánicas de nitrógeno por el compost fue también observada por Tsai y Chang (2020). Por el contrario, la filtración por compost resultó poco efectiva para la reducción del fósforo total Pt e, incluso, para el fósforo soluble Ps, se observó un incremento de concentración en los eluatos, con respecto al influente, que se atribuye al ambiente ácido producido por los ácidos húmicos, que favorecen la solubilidad del P durante el período de contacto con el compost, tal como fue demostrado por Singh y Amberger (1997). El potasio es fuertemente retenido en el complejo de cambio; del mismo modo, los metales pesados experimentan retenciones siempre superiores al 73 %. En cuanto a la fitotoxicidad, pasa de un valor IG de 0 %, para el purín empleado como influente, es

decir, inhibición total de la germinación, a un valor ligeramente superior a 100 % tras la adsorción en un día, lo que evidencia la eliminación de sustancias fitotóxicas, que no es tan completa (64 %) en la adsorción de 4 días, por razones no aclaradas.

En el experimento de desorción se observa que sólo una pequeña proporción de los constituyentes adsorbidos es liberada en agua. En la desorción se aprecian diferencias significativas entre 1 y 4 días para NTK y NO_3^-, parámetros que disminuyen con el tiempo, y para K^+, Cu^{+2} y Zn^{+2}, cuya desorción se incrementa. La DBO_5 muestra tasas de desorción de 37-45 %, que confirman que su retención se produce más por adsorción que por degradación biológica. El NTK y formas solubles de N presentan muy bajas tasas de desorción, siempre inferiores al 6%; por el contrario, para el Pt se evidencia de nuevo una escasa capacidad de retención del compost, ya que supera el 73 % e incluso puede desorberse totalmente. El compost se muestra como un buen adsorbente para Cu y Zn (desorción <13 %) y menos eficaz para Ni, que se desorbe en un 42 %. Según He y col. (2014) el compost de corteza de pino tiene una alta capacidad de retener metales, pero es reversible, viéndose afectada por el pH, que ha disminuido durante la desorción. La reducción de la fitotoxicidad se mantiene en la etapa de desorción, con valores de IG siempre superiores a 100%.

4. Conclusiones

El compost de corteza de pino puede ser utilizado con éxito en sistemas de filtración, para la reducción de la conductividad eléctrica y retención de contaminantes presentes en el purín de porcino. La retención, que se atribuye mayoritariamente a procesos de adsorción, oscila entre 66 y 96 %, siendo máxima para NTK y NH_4^+. Por el contrario, el compost es muy poco efectivo en la retención de fósforo total y soluble. La desorción, por lavado en agua, es muy baja para todas las formas de nitrógeno (<6 %) y, en general no supera el 45 %, a excepción del P, que se desorbe casi totalmente. En general, no se aprecian diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre los períodos de retención de 1 y 4 días, por lo que no parece haber un efecto de la actividad biológica, sino un proceso, relativamente rápido, de adsorción superficial.

5. Bibliografía

Cancelo-González J., Martiñá-Prieto D., Hernández-Huerta D., Barral M.T., 2017. Metal removal by pine bark compost using a permeable reactive barrier device at laboratory scale. *Environ. Chem.* 14(5), 310-318.

Hagemann N., Kammann C.I., Schmidt H., Kappler A., Behrens S., 2017. Nitrate capture and slow release in biochar amended compost and soil. *PLOS One* 12(2), e0171214.

He X.S., Xi B.D., Cui D.Y., Liu Y., Tan W.B., Pan H.W., Li D., 2014. Influence of chemical and structural evolution of dissolved organic matter on electron transfer capacity during composting. *J. Hazar. Mater.* 268, 256-263.

Singh C.P., Amberge A., 1997. Organic Acids and Phosphorus Solubilization in Straw Composted with Rock Phosphate. *Bioresource Technol.* 66, 13-16.

Tipping E., Hurley M.A., 1992. A unifying model of cation binding by humic substances. *Geochim. Cosmochim. Acta* 56, 3627-3641.

Tsai C.C., Chang Y.F., 2020. Nitrogen Availability in Biochar-Amended Soils with Excessive Compost Application. *Agronomy* 10(3), 444-460.

Zhang M., 2011. Adsorption study of Pb (II), Cu (II) and Zn (II) from simulated acid mine drainage using dairy manure compost. *Chem. Eng. J.* 172, 361-368.

Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., Bertoldi, M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: J.K.R. Gasser (Ed.) *Composting of agricultural and other wastes*. Ed. Elsevier Applied Science Publishers, pp. 73-86.

6. Agradecimientos

R. Paradelo agradece al Ministerio de Economía y Competitividad de España su ayuda Ramón y Cajal (RYC-2016-19286).

GRUPO OPERATIVO VALORARES: INFLUENCIA DEL COBIOTEX COMO ACELERADOR DEL PROCESO DE COMPOSTAJE

Lorena Zajara[1], Sebastián Trinidad[2], Fermín Núñez[1], Antonio Sánchez[1], Juan I. Gutiérrez-Cabanillas[1], Jesús Gil[1], Luis M. Muñoz-Reja[1], Elena Ordiales[1]

[1]Centro Tecnológico Nacional Agroalimentario Extremadura, CTAEX. Ctra. Villafranco a Balboa, km 1.2. 06195 Villafranco del Guadiana, Badajoz, España.
[2]COMPLUS, Regeneración Ambiental, S.L. Ctra. Don Benito a Guareña, 06474 Valdetorres, Badajoz, España.
Tel.: +34924 448077; Fax: +34924 241002; e-mail address: lzajara@ctaex.com

Resumen: Este trabajo forma parte del proyecto desarrollado por el Grupo Operativo VALORARES cuya finalidad era la eficiencia en la gestión de subproductos procedentes de las industrias agroalimentarias y explotaciones ganaderas mediante el desarrollo de novedosas técnicas de compostaje, produciendo compost estable de calidad. Una de las líneas de este proyecto era el estudio de distintos aceleradores de compostaje o starter del mercado, y consistió en introducir microorganismos específicamente escogidos en el proceso de compostaje con el objetivo de transformar los residuos orgánicos en menor tiempo, siendo uno de los productos evaluados COBIOTEX, un bioestimulante compuesto por un complejo bacteriano cuya principal cepa es *Bacillus subtilis*. El compost fue producido por Complus Regeneración Ambiental S.L mediante un sistema abierto de pilas con volteo a partir estiércol de oveja, alperujo, gallinaza y restos vegetales, aplicándose COBIOTEX en el momento de triturado y mezclado en el carro mezclador antes de la constitución de las pilas, dando lugar primeramente a una mejor higienización durante el proceso de compostaje y finalmente, a un compost rico en extractos húmicos, lo cual es indicador de un mayor grado de estabilización y madurez de la materia orgánica.

Palabras clave: Subproductos agroalimentarios, cultivo starter, *Bacillus subtilis*, extractos húmicos, higienización

1. Introducción

La finalidad del Grupo Operativo VALORARES era la eficiencia en la gestión de subproductos procedentes de las industrias agroalimentarias y explotaciones ganaderas mediante el desarrollo de novedosas técnicas de compostaje, produciendo compost estable de calidad. Una de las líneas desarrolladas durante el proyecto fue la aplicación de aceleradores de compostaje comerciales con el objetivo de transformar los residuos orgánicos en menor tiempo.

En este estudio desarrollado entre el 2018 y el 2019 se aplicó COBIOTEX en la mezcla en el momento de constitución de las pilas a una dosis de 300 g/m^3. COBIOTEX es un bioestimulante cuya base es un complejo bacteriano cuya principal cepa es *Bacillus subtilis*.

El compostaje es un proceso controlado en el que ocurren reacciones microbiológicas de mineralización de la materia orgánica, así como reacciones de humificación de la misma. Estas reacciones dependen de los ciclos biológicos de los microorganismos que intervienen en ellas, por ello la terminación del proceso de compostaje requiere un tiempo mínimo. Por tanto, un proceso de compostaje, que da lugar a un producto fertilizante estable y de calidad, no se puede dejar transcurrir espontáneamente, sino que han de controlarse los parámetros necesarios para garantizar la total terminación del proceso en un tiempo mínimo y costes mínimos ((Hedegaard y col, 1996; De Bertoldi y col, 1985; Körner y col, 2003).

La transformación de la materia orgánica en los residuos orgánicos es lenta de manera natural lo que no permitiría su aplicación a todos los residuos generados en la actualidad. De aquí la necesidad de la tecnología para acelerar la capacidad espontánea de los microorganismos y mejorar la eficiencia del tratamiento, evitando posibles problemas ambientales. La calidad del compost está estrechamente relacionada a su estabilidad y madurez, las cuales no pueden ser determinadas por una simple variable (Bernal et al., 2009). Diversas variables como la temperatura, la pérdida de materia orgánica, la relación C/N, la capacidad de intercambio

catiónico, el índice de humificación y el índice de germinación de semilla, han sido propuestos por diversos autores para evaluar la estabilidad del compost. A pesar de todos los métodos descritos para determinar el grado de madurez y estabilidad del compost, no puede ser utilizado un único método de manera universal a todos los compost debido a la variación del material y de la tecnología empleada para el desarrollo del proceso de compostaje (Benito et al., 2003; Ko et al., 2008 y Chang y Chen, 2010).

La optimización del proceso de compostaje consiste en reducir el periodo de producción de compost, mejorar la calidad de compost, inhibir la generación de malos olores, reducir la proliferación de insectos y finalmente reducir significativamente los costos de producción.

2. Material y Métodos

El compost fue producido por Complus Regeneración Ambiental S.L. Los subproductos utilizados en el proceso de compostaje fueron estiércol de oveja, alperujo, gallinaza y restos vegetales. En el momento de constitución de la pila el material, a las dosis óptimas, fue sometido a un proceso de triturado y mezclado mediante un carro mezclador, en el cual se dosificó el COBIOTEX (Figura 1).

Figura 1. Aplicación del COBIOTEX en el carro mezclador

El compostaje se desarrolló mediante un sistema abierto de pilas de 80 metros de longitud y 1,7 metros de altura con volteo. Paralela a esta pila, se dejó una pila testigo con la misma mezcla pero sin COBIOTEX. Una vez constituidas las dos fueron regadas y volteadas semanalmente.

Durante el compostaje se llevó a cabo un control automatizado de la temperatura mediante sensores, se midieron diariamente de forma manual el pH y la humedad, y se tomaron muestras en tres momentos (a los 6, 67 y 117 días de la constitución de la pila) para el análisis antes de la maduración en Ctaex de otros parámetros como la conductividad eléctrica (potenciometría), nitrógeno (destilación Kjeldahl), la relación C/N, el porcentaje de materia orgánica (gravimetría), carbono orgánico, polifenoles (espectrofotometría), aerobios mesófilos (PCA 31 ºC 72 horas), *E.coli* (TBX 44 ºC - 48 h), *Clostridium* (SPS - Agar confirmación TSN), *Salmonella* (microbiología clásica con dos tipos de agar específicos Hecktoen y XLD y confirmación por PCR) y coliformes fecales (VRBL 44 ºC - 48 h).

El proceso de compostaje se dio por finalizado una vez transcurridos seis meses y medio, y para evaluar la calidad del compost se determinaron los parámetros anteriormente mencionados, además de la densidad (gravimetría), otros nutrientes (ICP), los metales pesados (ICP) y los extractos húmicos (gravimetría).

3. Resultados y Discusión

Los parámetros evaluados al final del proceso de compostaje fueron registrados y sometidos a análisis estadístico, cuyos datos, media de cuatro repeticiones, nos permitió elaborar las siguientes tablas (1, 2, 3, 4 y 5).

Tabla 1. Caracterización físico-química del compost. Valores medios

PILA	pH	C.E. µS cm^{-1}	N %	C/N	C.O. %	Materia orgánica %	Polifenoles %	Densidad g cc^{-1}
COBIOTEX	9,18	4450	1,97	5,27	8,09	42,35	0,03	0,724
TESTIGO	9,14	4294	2,01	4,53	7,58	44,27	0,03	0,737

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

Los parámetros medidos durante el compostaje no variaron de forma importante. Destacar el elevado contenido nitrogenado de ambas pilas, que, aunque finalmente no se detectan diferencias significativas, la pila donde se aplicó COBIOTEX, como se aprecia en la Figura 2, partió de un menor contenido del mismo, pudiendo deberse a la variabilidad de la calidad de los subproductos, a pesar de que las proporciones empleadas en la constitución de las pilas sean las mismas.

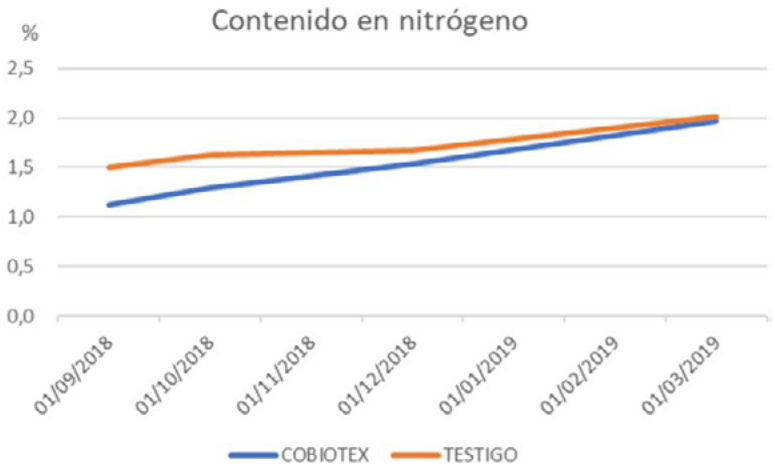


Figura 2. Contenido nitrogenado en las pilas del estudio de COBIOTEX durante el proceso (%)

Tabla 2. Nutrientes del compost. Valores medios

PILA	B ppm	Ca ppm	K ppm	Mg ppm	Na ppm	P ppm
COBIOTEX	31,02	10042	56020	2971	8648	860
TESTIGO	29,87	8341	57043	2657	7667	813

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

Tabla 3. Caracterización microbiológica del compost. Valores medios

PILA	Aerobios mesófilos u.f.c g^{-1}	E. Coli u.f.c g^{-1}	Clostridium u.f.c g^{-1}	Salmonella presencia/ausencia 25g	Coliformes fecales u.f.c g^{-1}
COBIOTEX	1217500 a	<10	93	Ausencia	105 a
TESTIGO	4375000 b	<10	60	Ausencia	193 b

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

Tabla 4. Metales pesados en el compost. Valores medios

PILA	Al ppb	Pb ppb	Hg ppb	Sb ppb	Se ppb	Sn ppb
COBIOTEX	5600	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
TESTIGO	5450	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

Tabla 5. Extractos húmicos en el compost. Valores medios

PILA	Extractos húmicos %	Ácidos húmicos %	Ácidos fúlvicos %
COBIOTEX	14,7 a	11,2	3,58
TESTIGO	13,1 b	10,3	2,76

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

En la caracterización final de los compost obtenidos, únicamente se ha detectado en la pila con COBIOTEX un descenso importante desde el punto de vista estadístico en la cantidad de aerobios mesófilos y de coliformes fecales (u.f.c g^{-1}), además de una mejora en el porcentaje de extractos húmicos.

4. Conclusiones

La caracterización final de los compost obtenidos mostró un incremento de los extractos húmicos en la pila donde se aplicó COBIOTEX, lo cual es un indicador de un mayor grado de estabilización y madurez de la materia orgánica. Por otro lado, observando la microbiología en las pilas, se observa un descenso significativo del contenido en aerobios mesófilos y coliformes fecales en la pila tratada con COBIOTEX, demostrando una más rápida higienización del proceso.

5. Bibliografía

Benito M., Masaguer A., Moliner A., Arrigo N., Palma R.M., 2003. Chemical and microbiological parameters for the characterization of the stability and maturity of pruning waste compost. *Biology and Fertility of Soils*. 37, 184-189.

Bernal M.P., Alburquerque J.A., Moral R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technol*. 100, 5444-5453.

Chang J.I., Chen Y.J., 2010. Effects of bulking agents on food waste composting. *Bioresource Technol*. 101, 5917–5924.

De Bertoldi M.; Vallini G., Pera A., 1985. Technological Aspects of composting including Modelling and Microbiology. En: J.K.R. Gasser. Ed. Composting of Agricultural and other wastes, pp. 27-40. Elsevier Applied Science Publishers, Bruselas.

Hedegaard M., Krüger I., 1996. Composting of agricultural wastes in Denmark in respect of potential, industrial process technology and environmental considerations. En: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds.). The Science of Composting, Vol I, pp. 691-697. Blackie Academic & Professional, London.

Ko H.J., Kim K.Y., Kim H.T., Kim C.N., Umeda M., 2008. Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. *Waste Manage*. 28, 813–820.

Körner I., Braukmeier J., Herrenklage J.,Leikam K.,Ritzkowski M., Schlegelmilch M., Stegmann R., 2003. Investigation and optimization of composting processes-test systems and practical examples. *Waste Manage*. 23, 17–26.

6. Agradecimientos

Este trabajo está incluido en el Grupo Operativo VALORARES titulado “Valorización y aprovechamiento de subproductos generados en el sector agroalimentario extremeño mediante el compostaje”. El Grupo Operativo está constituido en base al artículo 19 del Decreto 94/2016, de 5 de julio, de la Junta de Extremadura, recibiendo cofinanciación del Fondo Europeo de Desarrollo Rural (FEADER) en un 75%, siendo el resto cofinanciado por la Junta de Extremadura en un 21,03% y el 3,97% restante por el Estado español.

VALORIZACIÓN DE RESIDUOS DE MATADERO ECOLÓGICO DE AVES MEDIANTE COMPOSTAJE

Jaime Nieto[1], M. Ángeles Gómez-Sánchez[1], Javier Plaza[1], Jorge Llorente[1], Carlos Palacios[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales, Av. de Filiberto Villalobos, 119, Universidad de Salamanca, 37007; geles@usal.es

Resumen: El sacrificio de aves y su posterior procesamiento genera diferentes residuos y subproductos orgánicos altamente perecederos. La gestión de estos desechos debe dirigirse hacia la obtención de nuevos productos con un valor añadido como pueden ser los fertilizantes agrícolas. Este estudio tuvo como objetivo la evaluación del compostaje de diferentes mezclas a partir de residuos avícolas procedentes de un matadero ecológico. Se realizaron tres tratamientos en función de los residuos utilizados, diferenciando los residuos sólidos (plumas y vísceras), líquidos (sangre) y una mezcla de ambos (sólidos + líquidos), con tres réplicas por tratamiento. Los residuos se compostaron junto con gallinaza y heno de pradera, analizando diferentes parámetros hasta su completa transformación en abono orgánico. La temperatura del proceso de compostaje fue más baja para el tratamiento que incluía los residuos líquidos y el pH fue menor en el tratamiento que contiene ambas mezclas. Los tres compost obtenidos presentaron un pH adecuado ligeramente básico, la cantidad de metales pesados que contenían fue menor a la legalmente establecida para estos productos y los valores analíticos de Coliformes y *Salmonella* estaban dentro de los límites permisibles. Por último, los compost generados fueron sometidos a un bioensayo de fitotoxicidad con semillas de lechuga y berro. Las pruebas de germinación realizadas con lechuga y berro fueron similares entre los tres tratamientos, no presentando fitotoxicidad para ninguna de las semillas utilizadas. En conclusión, la transformación de los residuos de matadero mediante compostaje generó productos con buena composición para ser utilizados como sustratos y libres de fitotoxicidad.

Palabras clave: abono orgánico, desechos avícolas, subproductos

1. Introducción

El consumo de aves de corral orgánicas está creciendo (Fanatico y col., 2007), haciendo que también lo hagan los residuos y desechos del sacrifico de estos animales. Estos subproductos orgánicos necesitan ser procesados correctamente además de suponer un valor añadido (Ozdemir y col., 2021). Por ello, se están buscando nuevas alternativas, como es su utilización como alimento para animales o como fertilizante agrícola (Ozdemir y Yetilmezsoy, 2020). Los objetivos de este trabajo fueron la evaluación del proceso de compostaje de los residuos avícolas generados en un matadero ecológico y la valoración del compost obtenido para su utilización como enmienda orgánica. Durante el proceso de compostaje se analizó su evolución y una vez concluido se comprobó que estuviera libre de microorganismos patógenos, que no resultara fitotóxico y que sus características fisicoquímicas alcanzaran valores óptimos para la aplicación como enmienda orgánica.

2. Material y Métodos

El presente estudio se llevó a cabo con residuos avícolas generados en el matadero ecológico de la población Amayuelas de Abajo (Palencia) para su transformación en enmienda orgánica. Los residuos producidos en el matadero se agruparon en tres categorías: RL (Residuo Liquido) formada por los restos líquidos, principalmente sangre, RS (Residuos Sólidos) formada por intestinos y plumas y GM (Grupo Mezcla) formada por RS+RL.

2.1 Compostaje

El proceso de compostaje se llevó a cabo en 9 cajones fabricados en madera recubiertos con malla metálica para una correcta aireación. Se realizaron tres pruebas de compostaje utilizando cada una de las categorías descritas (RL, RS y GM), con tres réplicas por tratamiento.

Se utilizó heno de pradera troceado como estructurante y estiércol de gallinaza como iniciador. La colocación de los materiales inicialmente se realizó de la siguiente forma: capa de heno picado en el fondo (15-20 cm), capa de los residuos correspondientes en cada caso, capa de gallinaza (20-30 cm) y capa de heno (10 cm).

Cada 21 días se realizó un volteo del material con el fin de homogeneizar la muestra y conseguir que todos los materiales alcancen temperaturas higienizantes. Se realizaron riegos para proporcionar la humedad adecuada. Durante el proceso se midió la temperatura cada 7 días colocando un termómetro en el centro de la compostera. Los datos de pH se recogieron cada 28 días mediante la introducción de una sonda en la parte central. Una vez finalizado el proceso de compostaje se realizaron los análisis de laboratorio. Los parámetros determinados fueron: pH, carbono orgánico total, nitrógeno total, relación C/N, humedad máxima, capacidad de intercambio catiónico, densidad, evaluación bacteriológica (*Escherichia coli, Salmonella* spp. *y Listeria monocytogenes*) y metales pesados (Cadmio, Cromo, Cobre, Mercurio, Níquel, Plomo y Zinc), lo que permitió un diagnóstico sobre la calidad y viabilidad del producto.

2.2 Prueba de fitotoxicidad

A continuación, se realizó un ensayo de fitotoxicidad en extracto líquido. Para ello se realizaron extractos de todos los materiales en proporción 1:5 (material objeto del ensayo: agua destilada), según la metodología descrita por Varnero y col. 2007. Se determinaron los siguientes parámetros: porcentaje de germinación y longitud de la radícula mediante un calibre. Con esos datos se calculó el porcentaje de Germinación Relativo (PGR): relacionando el porcentaje de germinación en el extracto frente el control (C), la elongación relativa de la radícula (ERR) relacionando el crecimiento radicular en el extracto frente el control y el Índice de germinación (IG) multiplicando PGR y ERR y dividiendo entre 100. El valor que toma este índice nos sirve para determinar los riesgos de fitotoxicidad utilizando la siguiente escala:

- IG > 0,8: materiales libres de fitotoxicidad.
- IG entre 0,5-0,79: materiales moderadamente fitotóxicos.
- IG < 0,5: materiales con elevado riesgo de fitotoxicidad.

2.3 Análisis estadísticos

Todos los datos obtenidos a lo largo del ensayo fueron analizados estadísticamente con el software IBM SPSS Statistics.

3. Resultados y Discusión

3.1 Compostaje

La temperatura del proceso de compostaje fue diferente según la mezcla empleada, alcanzando valores más altos para el tratamiento que incluía RS y para GM. El pH también presenta diferencias entre los 3 tipos de residuos (Tabla 1), siendo menor en el tratamiento que contiene GM respecto los dos compost que contienen los residuos por separado.

Tabla 1. pH del compostaje

Abono	RS	RL	GM	Sig
pH	7.15 a	7.32 a	6.76 b	***

p-valor: Nivel de significación; ns: no significativo, Si p<0,05=* Si p<0,01=** Si p<0,001=***

Los parámetros físico-químicos evaluados en el análisis completo realizado en el compost final no presentaron diferencias entre los 3 tipos de residuos utilizados para ninguno de los parámetros estudiados (Tabla 2). En cuanto al análisis microbiológico *E. coli* no fue detectada en ninguno de los compost y *Salmonela* spp y *L. monocytogenes* no estaban presentes.

Tabla 2. Parámetros físico-químicos de los compost obtenidos

	d[1] (g/ml)	H[2] (%)	N[3] (%)	Metales pesados (ppm)								M.O.[4] (%)	C[5] (%)	Relación C/N
				Cd	Cr	Cr VI	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn			
RS	0.62	3.91	1.52	0.07	1.38	0.01	40.13	0.05	1.01	4.65	44.82	14.04	6.02	5.15
RL	0.63	7.56	1.23	0.07	1.26	0.01	42.38	0.05	0.83	3.87	43.64	13.48	5.53	6.01
GM	0.61	4.25	1.45	0.07	1.66	0.01	44.14	0.05	1.39	6.62	43.46	16.02	6.35	6.22

[1] Densidad, [2] Humedad, [3] Nitrógeno total, [4] Materia orgánica total (sobre peso seco), [5] Carbono orgánico oxidable

3.2. Fitotoxicidad

Los valores del porcentaje de germinación y elongación radicular se muestran en la tabla 3. Como puede verse, en ningún caso hubo diferencias en el porcentaje de germinación. Sin embargo, la elongación radicular en lechuga si muestra diferencias significativas, creciendo más con el RS. En el caso del berro no ha habido diferencias significativas.

Tabla 3. Porcentaje de germinación y elongación radicular (cm)

		Porcentaje de germinación		**Elongación radicular**	
	Tratamiento	Media ± Desv. Típica	p-valor	Media ± Desv. Típica	p-valor
Lechuga	C	-	-	1,07 ± 0.84 b	***
	RS	0.93 ± 0.11	ns	1,52 ± 0.69 a	
	RL	0.78 ± 0.23		1,14 ± 0.75 b	
	GM	0.69 ± 0.34		1,03 ± 0.86 b	
Berro	C	-	-	1,40 ± 1.24	ns
	RS	0.70 ± 0.33	ns	1,43 ± 1.24	
	RL	0.81 ± 0.24		1,76 ± 1.18	
	GM	0.81 ± 0.21		1,79 ± 1.12	

p-valor: Nivel de significación; ns: no significativo, Si p<0,05=* Si p<0,01=** Si p<0,001=***

En la prueba de fitoxicidad no se obtuvieron diferencias significativas entre los compost obtenidos. En todos los casos, el valor obtenido en el IG (Figura 1), determinó que los materiales están libres de fitotoxicidad (índice superior a 0,8). Incluso, el hecho de presentar valores por encima de 1, indicarían que tienen mejor índice que el sustrato de referencia, por lo que se puede ver una acción promotora del crecimiento.

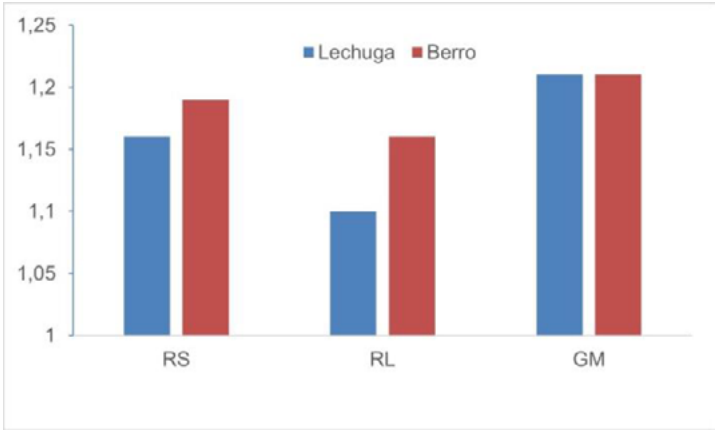


Figura 1. Índice de germinación

Estos resultados coinciden con los descritos por Roy y col. (2016), donde el empleo de fertilizantes orgánicos producidos a partir de residuos de matadero obtuvo mejores rendimientos en cultivos hortícolas, además del valor medioambiental en su reciclaje. Los desechos reciclados de matadero promueven el crecimiento saludable de las plantas y la abundancia de microbios beneficiosos para el suelo (Bhunia y col., 2021). Las propiedades de estos compost demuestran que su uso mejora las características de los suelos: densidad aparente capacidad de retención de agua, pH o materia orgánica (Ozdemir y col., 2020). Además de mejorar dichas propiedades, puede emplearse para aumentar los nutrientes y elementos esenciales necesarios para las plantas (Darch y col., 2019).

4. Conclusiones

La transformación de los residuos de matadero en compost dio lugar a un producto con unas buenas características nutricionales, con niveles aceptables de metales pesados y sin perfiles tóxicos algunos. Las pruebas de germinación fueron realizadas con lechuga y berro, donde los parámetros de germinación fueron similares entre los tres tipos de residuos utilizados. El valor obtenido en el índice de germinación nos indica que todos los compost están libres de fitotoxicidad. El crecimiento de las radículas fue mayor que el grupo control. En definitiva, es posible utilizar los residuos de mataderos de pollos transformándolos en compost esperando muy buenos resultados en cultivos vegetales hortícolas.

5. Bibliografía

Bhunia, S., A. Bhowmik, R. Mallick, A. Debsarcar, and J. Mukherjee. 2021. Application of recycled slaughterhouse wastes as an organic fertilizer for successive cultivations of bell pepper and amaranth. *Sci. Hortic*. (Amsterdam). 280:109927.

Darch, T., R. M. Dunn, A. Guy, J. M. B. Hawkins, M. Ash, K. A. Frimpong, and M. S. A. Blackwell. 2019. Fertilizer produced from abattoir waste can contribute to phosphorus sustainability, and biofortify crops with minerals (YH Jung, Ed.). *Plos One* 14:e0221647.

Fanatico, A. C., P. B. Pillai, J. L. Emmert, and C. M. Owens. 2007. Meat Quality of Slow- and Fast-Growing Chicken Genotypes Fed Low-Nutrient or Standard Diets and Raised Indoors or with Outdoor Access. *Poult. Sci*. 86:2245–2255.

Ozdemir, S., N. N. Nuhoglu, O. H. Dede, and K. Yetilmezsoy. 2020. Mitigation of soil loss from turfgrass cultivation by utilizing poultry abattoir sludge compost and biochar on low-organic matter soil. *Environ. Technol.* 41:466–477.

Ozdemir, S., S. Ozdemir, H. Ozer, and K. Yetilmezsoy. 2021. A techno-sustainable bio-waste management strategy for closing chickpea yield gap. *Waste Manag*. 119:356–364.

Ozdemir, S., and K. Yetilmezsoy. 2020. A mini literature review on sustainable management of poultry abattoir wastes. *J. Mater. Cycles Waste Manag*. 22:11–21.

Roy, M., R. Das, A. Debsarcar, P. Kumar Sen, and J. Mukherjee. 2016. Conversion of rural abattoir wastes to an organic fertilizer and its application in the field cultivation of tomato in India. *Renew. Agric. Food Syst*. 31:350–360.

Varnero, M.T., Rojas, C., Orellana, R., 2007. Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. *J. Soil Sci. Nutr.* 7(1), 28-37.

6. Agradecimientos

Proyecto “Disminución de residuos orgánicos en matadero de aves (RESECOLAVES)” (LANZADERA_TCUE18-20P_004)

CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS FLORÍCOLAS CON RESIDUOS DE MERCADO. ESTUDIO DE CASO EN LOS CANTONES AMBATO Y RIOBAMBA (ECUADOR)

Irene Gavilanes-Terán[1], Julio Idrovo-Novillo[1], Víctor Valverde-Orozco[1], Cristina Asqui-Amaguaya[1], Cynthya Serrano-Beltrán[1], Cristian Chuquín-Enríquez[1], Xavier P. Bejarano Gavilanes[2], Mª Ángeles Bustamante[3], Concepción Paredes[3]

[1]Facultad de Ciencias. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador
[2]Empresa ALFA Technology, EC060103-Riobamba (Chimborazo), Ecuador
[3]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Ctra. Beniel km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)

Correo electrónico: irene.gavilanes@espoch.edu.ec

Resumen: La generación de residuos florícolas del Mercado de Flores (Ambato-Ecuador) es de 40 a 50 kg/día y los residuos orgánicos del Mercado la Condamine (Riobamba-Ecuador) está entre 100 a 150 kg/día. La gestión de estos residuos es inadecuada, ya que su principal destino es su disposición en vertederos, trayendo consigo problemas sociales y ambientales. El objetivo de esta investigación fue proponer el compostaje por pilas móviles, con ventilación por volteos, como método de tratamiento. Para ello, se elaboraron 2 pilas de compostaje (aproximadamente 1000 kg cada una) con diferentes combinaciones en porcentaje de residuos de flores (RF), residuos de mercado (RM) y serrín (SERR), para obtener una relación C/N adecuada (entre 25 a 30); P1 (75% RM, 15% RF, 10% SERR) y P2 (65% RM, 25% RF, 10%SERR). Durante el proceso de compostaje se estudió la evolución de la temperatura y de diferentes parámetros físico-químicos, químicos y biológicos, así como la madurez de los compost obtenidos. Los resultados mostraron que ambas pilas tuvieron similares temperaturas durante la etapa termófila, pero el porcentaje de materia orgánica potencialmente degradable y a su tasa de degradación fueron mayores en la P1. Los valores de pH y de conductividad eléctrica (CE) se redujeron a lo largo del proceso de compostaje en ambas pilas, excepto en el caso de P2 que tuvo un ligero aumento de la CE. En ambas pilas, el índice de germinación (IG) aumentó durante el compostaje hasta alcanzar valores finales > 50 %, indicando ausencia de fitotoxicidad. Los compost presentaron valores de la mayor parte de los parámetros de calidad dentro de los límites recomendados por las directrices estadounidenses para su uso en agricultura. Las diferentes proporciones de residuos RM y RF no afectaron significativamente a la calidad de los compost.

Palabras clave: residuos vegetales, compostaje, materia orgánica, fitotoxicidad, estabilización

1. Introducción

Los desechos florícolas son uno de los residuos más representativos generados en la ciudad de Ambato provincia de Tungurahua (Ecuador), encontrados principalmente en el Mercado de Flores, ubicado en el centro de la ciudad. La producción de este tipo de residuos es de aproximadamente 40 a 50 kg/día en todo el mercado en días laborables, mientras que en los días festivos su producción asciende a 60-70 kg/día. Estos residuos son depositados en el vertedero a cielo abierto ubicado en la vía a Píllaro del cantón Ambato sin contar con un sistema de gestión previo para su manejo apropiado. En el Mercado “La Condamine” de la ciudad de Riobamba provincia de Chimborazo (Ecuador) el problema es similar, en este mercado los residuos vegetales son acumulados en contenedores que posteriormente van a vertedero, como en el caso anterior, la producción de estos residuos en días laborables es menor que en festivos, generándose aproximadamente 100-150 kg/día y 200-300 kg/día, respectivamente (Asqui-Amaguaya y Serrano-Beltrán, 2022).

La gestión de estos residuos debería ser optimizada a través de técnicas sostenibles como el compostaje, ya que tanto los residuos vegetales de mercado como los florícolas presentan un alto contenido de materia orgánica que puede ser estabilizada y humificada con este proceso.

Varios autores han compostado este tipo de residuos obteniendo compost de calidad, tales como Jara-Samaniego y col. (2017), que compostaron residuos vegetales de mercado con residuos de jardín, e Idrovo-Novillo y col. (2018) que compostaron residuos florícolas con diferentes estiércoles de aves. Sin embargo, no se ha encontrado información sobre el co-compostaje de estos residuos.

Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue estudiar el co-compostaje de residuos florícolas con residuos vegetales procedentes de mercado para la obtención de compost para su uso agrícola. De este modo, solucionar inconvenientes ambientales tales como la contaminación de suelos, fuentes de agua y aire, en las zonas aledañas a los vertederos donde se depositan estos residuos en la actualidad.

2. Material y Métodos

El trabajo de investigación se realizó en Centro de Acopio de residuos sólidos de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, en donde se elaboraron dos pilas de compostaje con distintas proporciones de residuos: Residuos de Mercado (RM), Residuos Florícolas (RF) y Serrín (SERR): Pila 1 (75% de RM, 15% de RF y 10% de SERR), Pila 2 (65% de RM, 25% de RF y 10%de SERR), garantizando una adecuada relación C/N inicial (25-35). Las características iniciales de los residuos fueron:

- RF: pH=5,71; conductividad eléctrica (CE)=3,24 dS/m, materia orgánica (MO)=87,61 %, carbono orgánico total (COT)=38,70 % y nitrógeno total (NT)=3,22 %
- RM: pH=5,51, CE=4,10 dS/m, MO=83,14 %, COT=41,24 % y NT=2,10 %
- SERR: pH=4,83, CE=0,28 dS/m, MO=97,73 %, COT =51,49 % y NT=0,12%

El compostaje se realizó a través de pilas con ventilación por volteo. Las pilas fueron de 1000 kg, con dimensiones de 3x2 m de base y 1,5 m de altura. Se realizaron siete volteos en la etapa bioxidativa, la que se consideró terminada cuando la temperatura fue cercana a la temperatura ambiental (149 días), con un período de maduración de 60 días. Se controló diariamente la humedad de las pilas manteniéndolas entre el 40 y el 60%. El muestreo de cada pila se realizó tomando siete submuestras en puntos diferentes de la pila para obtener una única muestra compuesta a partir del método del cuarteo. Las muestras fueron secadas y molidas a un tamaño inferior de 0,5 mm, para su posterior análisis. En los materiales iniciales y en las muestras obtenidas durante el proceso de compostaje fueron determinados el pH, CE, MO, NT, COT, el índice de germinación (IG), macronutrientes y metales pesados según los métodos analíticos descritos por Gavilanes-Terán y col. (2016). Todos los análisis se realizaron por triplicado.

Las pérdidas de MO se calcularon de acuerdo con la fórmula de Paredes y col. (2000) (citada por Idrovo-Novillo y col. (2018)) y los datos obtenidos se ajustaron a una ecuación cinética de primer orden: Pérdidas de MO = A ($1-e^{-kt}$), donde A es la MO potencialmente degradable (%), k la constante de velocidad de degradación ($días^{-1}$) y t el tiempo de compostaje (días). Los valores de R^2 ajustada fueron calculados para comparar el ajuste de diferentes funciones y conocer la significación estadística de las curvas ajustadas a los datos experimentales. Se utilizó la prueba de la mínima diferencia significativa (DMS) a un $P < 0,05$, para determinar las diferencias significativas entre los valores de cada parámetro estudiado en cada pila durante el proceso de compostaje.

3. Resultados y Discusión

En la Figura 1 se puede observar el comportamiento de la temperatura a lo largo del proceso, evidenciándose un aumento progresivo de la temperatura debido a la actividad de los microorganismos, con valores superiores a 40 °C durante la etapa termofílica (138 días). Se observó un comportamiento similar de la temperatura en ambas pilas de compostaje presentando como el valor más alto de temperatura 68 °C. Las altas temperaturas al inicio del proceso contribuyeron a la eliminación de plagas, agentes patógenos, raíces y esporas que posiblemente poseían los materiales iniciales, garantizando la higienización del material compostado, puesto que las temperaturas fueron mayores que 65 °C durante más de 5 días (DOCE, 2019).

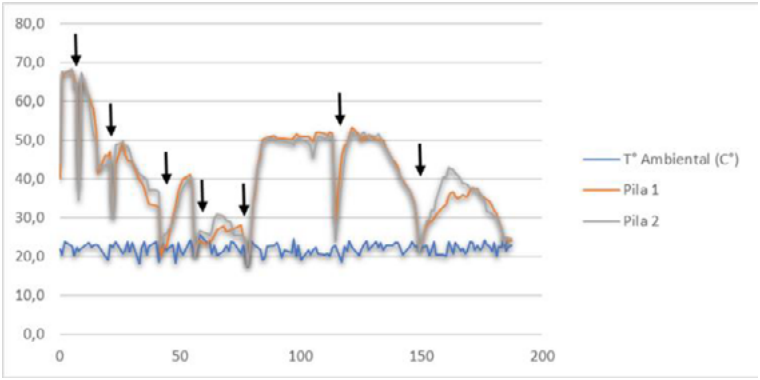


Figura 1. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje. (P1: 75% residuo de mercado+15% residuo de flores+10% serrín y P2: 65% residuo de mercado+25% residuo de flores+10% serrín). Las flechas indican los días donde se realizaron los volteos.

El ajuste de las pérdidas de MO a la ecuación cinética de primer orden, comentada anteriormente, obtuvo los siguientes valores de los parámetros estadísticos: A=72,7 %, k=0,0183 días^{-1}, R^2 ajustada=0,9907 para P1; A=65,4 %, k=0,0074 días^{-1}, R^2 ajustada=0,9738 para P2. En las dos pilas, la variación explicada por el modelo fue superior al 97%, indicando que el modelo propuesto fue el adecuado. Los valores de A y de la tasa de degradación de la MO (A x k) (datos no mostrados, pero calculables con los datos proporcionados) fueron mayores en la pila con mayor proporción de RM (P1), probablemente debido al mayor contenido de compuestos orgánicos fácilmente degradables contenidos en este residuo. Este resultado también fue obtenido por Jara-Samaniego y col. (2017) en el co-compost de diferentes proporciones de residuos vegetales de mercado con residuos de jardín.

Los valores de pH al inicio del proceso en ambas pilas fueron similares, cercanos a la neutralidad, con un incremento de 6,54 y 6,52 a 8,24 y 8,37 durante el proceso para la P1 y P2, respectivamente. Estos valores estuvieron por encima del intervalo (6,0-7,5) recomendado por el US Composting Council (2001) para diferentes usos agrícolas del compost. La CE indica el grado de salinidad que posee los materiales durante su compostaje, este parámetro aumenta con la degradación de la MO y a su vez, disminuye con el descenso de la concentración de nutrientes, debido a la lixiviación de sales o la volatilización de diferentes compuestos. Ambas evoluciones de este parámetro ocurrieron en esta investigación, donde los valores de CE en P1 disminuyeron, de 4,20 a 3,65 dS/m, mientras que en la pila 2 los valores aumentaron de 3,71 a 3,94 dS/m. Durante el proceso, el contenido de NT aumentó en ambas pilas debido a que en la fase biooxidativa se produce una importante pérdida de masa como consecuencia de la degradación de la materia orgánica, produciéndose vapor de agua y CO_2. Este aumento del NT durante el proceso de compostaje fue también observado por Idrovo-Novillo y col. (2018) en un experimento de co-compostaje de residuos florícolas con diferentes estiércoles de ave. La relación COT/NT se redujo en ambas pilas durante el compostaje, alcanzándose valores de este parámetro después del periodo de madurez adecuados para un compost maduro (COT/NT< 15) (Román y col., 2013). También, en ambas pilas se observó una reducción de la fitotoxicidad durante el compostaje de estos residuos, alcanzando ambos compost valores del IG por encima del límite considerado por Zucconi y col. (1981) para indicar ausencia de fitotoxicidad en compost maduros (IG > 50%).

Respecto a las características agronómicas de los compost obtenidos, el contenido de fósforo en ambos estuvo por debajo del intervalo recomendado por las normas americanas para diferentes aplicaciones agrícolas del compost (US Composting Council, 2001). Sin embargo, las concentraciones de NT y el porcentaje de MO fueron mayores que los recomendados para compost por las directrices anteriores, indicando la notable capacidad como enmienda orgánica y fertilizante nitrogenado de los compost obtenidos. El contenido de K fue ligeramente mayor en el compost de la pila con estiércol de conejo (P2) y el contenido de metales pesados estuvo muy por debajo de los límites establecidos por la US Composting Council (2001) para el empleo seguro de los compost en agricultura.

Tabla 1: Evolución de los principales parámetros durante el proceso de compostaje

Periodo de Compostaje	pH	CE (dS/m)	COT/NT	NT (g/kg)	IG (%)
Pila 1: 75% residuo mercado + 15% residuo flores + 10% serrín					
Inicial	6,54	4,20	38,7	11,1	12,5
Maduro	8,24	3,65	12,3	22,0	85,0
DMS	*0,23*	*0,51*	*1,01*	*3,0*	*11,4*
Pila 2: 65% residuo mercado + 25% residuo flores + 10% serrín					
Inicial	6,72	3,71	34,0	13,2	11,1
Maduro	8,37	3,94	11,8	17,4	81,0
DMS	*0,26*	*0,21*	*1,72*	*1,60*	*8,6*

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total; DMS: Diferencia Mínima Significativa

Tabla 2: Concentración de nutrientes y metales pesados en los compost maduros.

	Compost 1	Compost 2	Directrices EE.UU[1]
MO (%)	72,89	69,66	50-60
NT	14,6	15,8	>10
P	3,15	7,21	>10
K	19,35	22,37	-
As	0,38	0,36	41
Se	0,29	1,34	100
Cd	< 0,1	< 0,1	39
Hg	0,12	0,12	17
Pb	< 0,1	< 0,1	300

Ver Tabla 1 para las abreviaturas. [1] De acuerdo a US Composting Council, 2001

4. Conclusiones

Se puede concluir que el co-compostaje de residuos florícolas con residuos vegetales de mercado utilizando un sistema de ventilación por volteo, puede considerarse como un método eficiente para el reciclaje de residuos y la obtención de compost con características adecuadas para su empleo agrícola. Ambas pilas alcanzaron temperaturas adecuadas y durante el periodo requerido para asegurar la higienización de los compost obtenidos. Además, las diferentes proporciones de RM y de RF en las pilas sólo afectaron al porcentaje de materia orgánica potencialmente degradable y a su tasa de degradación, siendo ambas mayores en P1.

5. Bibliografía

Asqui-Amaguaya C., Serrano-Beltrán C., 2022. Co-compostaje de residuos florícolas del mercado de flores de la ciudad de Ambato con residuos orgánicos provenientes del mercado La Condamine de la ciudad de Riobamba. Trabajo de Titulación en Ingeniería en Biotecnología Ambiental. Escuela Superior Politécnica del Chimborazo (Ecuador).

Gavilanes-Terán I., Jara-Samaniego J., Idrovo-Novillo J., Bustamante M.A., Moral R., Paredes C., 2016. Windrow composting as horticultural waste management strategy - A case study in Ecuador. *Waste Manage.*, 48, 127-134.

Idrovo-Novillo J., Gavilanes-Terán I., Bustamante M.A., Paredes C., 2018. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process Saf. Environ. Protect.* 116, 388-395.

Jara-Samaniego J., Perez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Perez-Espinosa A., Paredes C., Lopez M., Lopez-Lluch D.B., Gavilanes-Terán I., Moral R., 2017.Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: suitability of the obtained composts forseedling production. *J. Clean. Prod.* 141, 1349-1358.

Román P., Martinez M.M., Pantoja A., 2013. *Manual de compostaje del agricultor. Experiencias en América Latina*. Ed. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe, Santiago de Chile. 106 pp. https://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/20.500.13082/25737 (fecha de consulta: 27/5/2022).

US Composting Council, 2001. *Field Guide to Compost Use*. http://www.mncompostingcouncil.org/uploads/1/5/6/0/15602762/fgcu.pdf (fecha de consulta: 25/5/2022).

Zucconi F. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22(2), 54–57.

COSINTESIS DE EXOPOLISACARIDOS Y POLIHIDROXIALCANOATOS A PARTIR DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES Y FERMENTACIÓN EN ESTADO SÓLIDO

Laura Mejias, Sergio Ponsá, Oscar Martínez-Avila

Centro tecnológico BETA, Universitat de Vic, Carretera de Roda 70, 08500 Vic, Barcelona
Correo electrónico: Laura.mejias@uvic.cat

Resumen:
Los polihidroxialcanoatos (PHA) y exopolisacáridos (EPS) son bioproductos de alto valor añadido utilizados en múltiples aplicaciones y producidos por bacterias en ambientes limitados de nutrientes y un exceso de carbono. Aunque su producción se ha desarrollado principalmente en medio líquido, tiene como desventajas el coste de materias primas y la elevada demanda de agua, solventes y energía. Así, la fermentación en estado sólido (FES) se plantea como una alternativa potencialmente más económica, gracias al uso de residuos sólidos orgánicos como materia prima. Este trabajo propone dos residuos agroindustriales, bagazo de cerveza y piel de naranja, como sustratos para la obtención simultánea de PHA y EPS. Tras la determinación inicial del potencial de utilización de estos sustratos por seis especies bacterianas, se evaluaron las variables operacionales más relevantes para el proceso como el caudal de aire, la temperatura y el régimen de alimentación. Se encontró que inocular *Burkholderia cepacia* en bagazo de cerveza presentaba mejores resultados. El proceso por lotes permitió obtener hasta un 33.8 mg EPS g^{-1} y un 11.9 mg PHA g^{-1}, mientras que en la operación fed-batch se alcanzaron los 42.2 mg EPS g^{-1} y 3.7 mg PHA g^{-1}. Mientras los PHA pudieron ser acumulados hasta un 36%, los EPS fueron susceptibles de purificarse hasta un 98%. Este estudio evidencia la capacidad de la FES para producir simultáneamente estos dos bioproductos en un esquema de bajo costo a base de residuos.

Palabras clave: EPS, PHA, valorización, economía circular.

1. Introducción

El rápido crecimiento del uso de bioproductos de alto valor añadido en aplicaciones cada vez más diversas ha propiciado el desarrollo de tecnologías en torno a su producción y purificación. Dentro de estos, se pueden resaltar los bioplásticos biodegradables como son los polihidroxialcanoatos (PHA) y los polisacáridos extracelulares (EPS). Los PHA son polímeros biodegradables de origen biológico que diversos microorganismos acumulan como fuente de energía dentro de su estructura celular bajo condiciones extremas. En general, los PHA son acumulados cuando hay una condición limitante de nitrógeno, fósforo u oxígeno, mientras que existe un exceso de carbono (Raza y col., 2018). Análogamente, los EPS son cadenas de carbohidratos excretadas en el exterior de las células como mecanismo de protección por algunos microorganismos en forma de biofilm y que son usados en la industria alimenticia, farmacéutica o cosmética. Al igual que los PHA, los EPS suelen producirse bajo condiciones limitantes, siendo principalmente importante el déficit de nitrógeno para su producción (Gao y col., 2020).

PHA y EPS comparten varias propiedades con sus análogos derivados del petróleo, pero el rasgo distintivo de estos compuestos es su naturaleza no tóxica, su biocompatibilidad y biodegradabilidad (Raza y col., 2018; Gao y col., 2020). La producción de PHA se ha basado típicamente en la fermentación en medio líquido partiendo de materias primas refinadas como la sacarosa, la glucosa o el almidón para obtener altos rendimientos y mayores facilidades de purificación. Por su parte, los EPS suelen ser obtenidos por extracción de algunos elementos naturales como plantas, pero principalmente de algas y microalgas. En ambos casos, los procesos industriales existentes conllevan un gran consumo energético, una demanda significativa de agua y la necesidad de materias primas y solventes de elevado costo. Consecuentemente, su aplicación sigue siendo limitada dado el elevado costo de estos bioproductos, por lo que existe una emergente necesidad de fuentes y procesos de bajo costo para su obtención, en especial para el desarrollo de diversas alternativas basadas en el uso de

recursos renovables y residuos orgánicos (Dietrich y col., 2019; Sugumaran y col., 2014). Aunque este enfoque no es nuevo, gran parte de los esfuerzos han estado enfocados en el uso de residuos líquidos como materias primas. Pese a ello, algunos autores han abordado este tema promoviendo el uso de tecnologías alternativas como la fermentación en estado sólido (FES). Autores como Oliveira y col., (2004) han propuesto la FES como la alternativa más económica para obtener PHA partiendo de residuos lignocelulósicos como materia prima de bajo coste. A su vez, Sugumaran y col., (2014) ha probado la eficacia de la FES para obtener polulan (un tipo particular de EPS) a partir de bagazo de yuca (*Manihot esculenta*). La FES se presenta como una tecnología potencialmente viable y más sostenible que la tradicional fermentación en líquido ya que, en general, requiere un bajo consumo de agua y energía, tiende a promover mayores productividades y es adaptable al uso de una gran diversidad de sustratos sólidos (Martínez y col., 2021). De este modo, la FES se presenta como una alternativa en concordancia con los principios de la economía circular de utilizar materias primas renovables, reducir la generación de desechos y promover la eficiencia de los mismos.

La FES ha sido utilizada con éxito en la valorización de diferentes residuos sólidos orgánicos para obtener bioproductos como enzimas y bioplaguicidas, entre otros (Cerda y col., 2019). Por su parte, la FES para producir PHA y EPS se ha estudiado empleando residuos de diversa índole como soja y melazas (Oliveira y col., 2004), bagazo de cerveza (Martínez y col., 2021) en el caso de los PHA, o bagazo de yuca (Sugumaran y col., 2014) y diversos residuos agroindustriales (Gao y col., 2020) en el caso de los EPS. En algunas ocasiones, la eficiencia de estos procesos depende del suministro de nutrientes adicionales a los proveídos por los residuos sólidos, pero en ningún caso se ha reportado la potencial producción simultanea de PHA y EPS. Resulta particularmente interesante poder abordar este aspecto ya que PHA y EPS se pueden considerar complementarios, siendo producidos intra y extracelularmente, lo que potencialmente permitiría contar con dos productos de valor agregado en el mismo medio requiriendo procesos paralelos de separación. Si a esto se suma el hecho que requieren condiciones operacionales semejantes, se puede intuir un potencial sistema de co-síntesis que mejore la factibilidad técnica y económica en comparación de un sistema individual.

Así, el objetivo de este trabajo se centra en evaluar la factibilidad de obtener simultáneamente PHA y EPS a través de la FES de residuos agroindustriales y bacterias específicas. Para alcanzar este objetivo, dos residuos lignocelulósicos de diferentes características: bagazo de cerveza (BC), piel de naranja (PN) y un subproducto de la industria azucarera, melazas de remolacha (MR), han sido evaluados como potenciales materias primas. Al mismo tiempo, se evaluó el potencial de una serie de bacterias como productoras de PHA y EPS. Después de un barrido inicial entre sustratos y cepas bacterianas, se estudió la evolución de la FES, así como algunos parámetros de operación, y se han caracterizado los bioproductos obtenidos.

2. Material y Métodos

La FES para obtener PHA y EPS se llevó a cabo en reactores de 0.5 L en un sistema respirométrico como el presentado por Martínez y col., (2021) utilizando los residuos seleccionados en condiciones estériles. Los sustratos fueron inoculados con 10% (p/p) de *Bacillus cereus*, *Pseudomonas putida, Leuconostoc mesenteroides, Burkholderia cepacia*, *Cupriavidus necator*, o *Geobacillus thermodenitrificans*. El proceso se monitorizó durante 96-120 h, siguiendo de proceso como el consumo de azúcares reductores, la producción de biomasa y el contenido de PHA y EPS (Martínez y col., 2021; Bajpai y col., 2016). El análisis de la información obtenida se procesó con Minitab 18 (Minitab Inc.). Las diferencias de desempeño de los diferentes escenarios evaluados se han comparado empleando ANOVA de un solo factor ($p < 0.05$) mediante el test de Tukey. Los experimentos se realizaron por triplicado.

3. Resultados y Discusión

3.1 Barrido inicial

Dadas sus características, tanto BC como PN mostraron potencial para obtener diferentes bioproductos por medio de la FES. BC provee una porosidad y retención de agua apropiadas para este proceso, mientras PN es una fuente rica en azúcares y micronutrientes. Aunque BC

tiene una menor cantidad de nutrientes (Tabla 1), éste puede ser suplementado con subproductos de bajo coste como las MR. Es así como se evaluaron BC, PN, y una mezcla de BC y 15% de MR como potenciales sustratos para la obtención de PHA y EPS. En esta etapa, los sustratos fueron inoculados con cada una de las seis cepas seleccionadas. El barrido inicial se llevó a cabo a la temperatura óptima de crecimiento de cada microorganismo y se definieron la biomasa bacteriana y la velocidad específica de consumo de oxígeno (VCO) como variables de respuesta, pues estudios previos han probado que tanto la producción de PHA y EPS guardan una relación directa con el crecimiento bacteriano (Martínez y col., 2021; Gao y col., 2020).

Tabla 1. Caracterización de los residuos evaluados

Característica	BC	PN	BC + 15%MR
Capacidad retención agua (base seca) (g kg^{-1})	43.1 ± 2.8	2.4 ± 0.1	42.3 ± 1.7
Carbono total (base seca) (g kg^{-1})	477 ± 1.7	414 ± 2	473 ± 1.1
Nitrógeno Kjeldahl (g kg^{-1}) (base seca)	30.4 ± 4.3	7.6 ± 0.1	28.9 ± 1.5
Azúcares reductores (AR) (base seca) (g kg^{-1})	21.2 ± 0.5	97.4 ± 1.1	110 ± 1
Celulosa (g kg^{-1}) (base seca)	220 ± 10	119 ± 6	189 ± 2
Hemicelulosa (g kg^{-1}) (base seca)	400 ± 11	65.1 ± 5.1	367 ± 2
pH	5.8 ± 0.3	4.3 ± 0.1	6.0 ± 0.1

En esta etapa se observó que *B. cepacia* conseguía colonizar mejor el sustrato, obteniendo el mayor crecimiento con una producción de biomasa de 81 mg g^{-1}. Aunque se encontraron diferencias significativas entre las bacterias evaluadas, la tendencia fue la misma en los sustratos, encontrando mejores resultados con BC, seguido de BC+MR y PN. Pese a la mayor disponibilidad de nutrientes, otros factores resultaron relevantes para el desarrollo del proceso como el pH del medio sólido y la relación C/N.

3.2 Producción simultánea de EPS y PHA

Tomando la combinación BC y *B. cepacia* como referencia, se analizó la FES con más detalle estudiando el efecto que tienen algunos parámetros de operación. En primer lugar, se estudió el caudal de aire en el intervalo 0.03-0.09 L h^{-1} g^{-1} encontrando que no hay diferencias significativas en cuanto a la producción de PHAs, alcanzando un promedio de 11.1 ± 0.6 mg g^{-1} a las 48 horas. Por su parte, el contenido de EPS crudo fue máximo a 0.03 L h^{-1} g^{-1} con 35.6 ± 7.8 mg g^{-1} después de 96 h, en cuyo caso el contenido de carbohidratos alcanzó un 51%. Además, se observó que a este caudal la biomasa producida fue la máxima (69.3 ± 10.0 mg g^{-1}).

Del mismo modo se determinó el efecto de la temperatura de fermentación en la co-síntesis de PHA y EPS. Aunque en términos de la biomasa producida los niveles fueron semejantes a 30 y 37 ºC (69.1 mg g^{-1}), la producción de EPS y PHA decreció con el incremento de la temperatura: a 30ºC se alcanzaron 33.3 ± 3.2 mg g^{-1} y 11.5 ± 0.7 mg g^{-1}, respectivamente, dichos niveles cayeron un 19% y 50% a 37ºC y un 54% y 66% a 45ºC. Estos resultados muestran la correlación existente entre el crecimiento bacteriano y la producción de estos compuestos.

Bajo las condiciones evaluadas, la dinámica de la FES se puede apreciar en la Figura 1. Los niveles de EPS aumentaron continuamente hasta estabilizarse en torno a las 72 h en los 33.8 ± 4.1 mg g^{-1}. El contenido en carbohidratos de los EPS fue del 68% a las 120 h de proceso, obteniendo 17.6 mg g^{-1} de EPS puro. Por su parte, los PHA llegaron a niveles de 11.9 ± 0.6 mg g^{-1} a las 48 h, con una acumulación de hasta 36% correspondiente a un 92-95% de poli-3-hidroxibutirato (P3HB) y un 4-6% de poli-3-hidroxivalerato (P3HV). En ambos casos parecía que la producción incrementaba significativamente después de un drástico consumo de los azúcares reductores y cuando el sistema había alcanzado su máximo de actividad biológica, indirectamente medido a través de la velocidad de consumo de oxígeno (VCO).

En un intento por mejorar la productividad, se evaluó el régimen de alimentación, que en una típica FES suele ser un proceso por lotes. Así se utilizó una estrategia de alimentación parcial "*Fed-batch*" distribuyendo el sustrato en tres porciones equivalentes a un 33% de lo alimentado en un proceso por lotes a tiempo cero, a las 24 h y 48 h. De este modo se busca distribuir la disponibilidad de los nutrientes a lo largo de la fermentación promoviendo pulsos de crecimiento.

Esta estrategia implica un ahorro energético al requerir una menor cantidad de aire y reduce en un 66% el inóculo para iniciar el proceso. En este caso se encontró que la biomasa máxima obtenida fue similar al proceso por lotes (mg g^{-1}), pero hubo un incremento significativo en el contenido de EPS crudo alcanzando 42.2 ± 8.2 mg g^{-1} (25% mayor) así como del contenido de carbohidratos (25 mg g^{-1}). Por su parte, esta estrategia no resultó tan eficiente para incrementar el contenido de PHA, obteniendo 3.7 ± 0.3 mg g^{-1}. En este caso, la segunda alimentación coincidió con el periodo de máxima producción de PHA y no fue suficiente para fomentar la posterior acumulación de PHA. Los resultados encontrados mostraron un potencial interesante para efectuar la co-sintesis de PHA y EPS, alcanzando niveles semejantes a los de otros estudios como los de Martínez y col., (2021) y Gao y col., (2020).

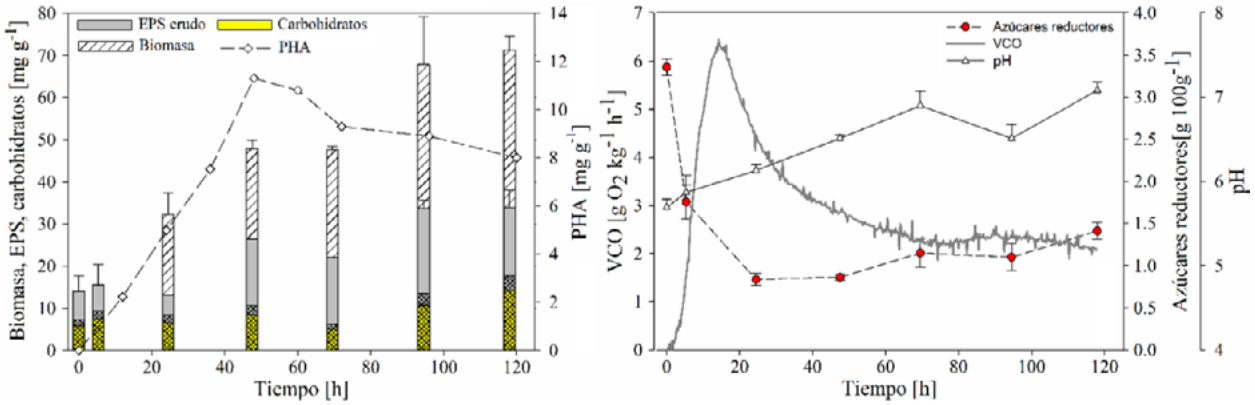


Figura 1. Fermentación en estado sólido por lotes para obtener EPS y PHA simultáneamente.

4. Conclusiones

BC y *B. cepacia* fue la combinación más eficiente para producir simultáneamente EPS y PHA por medio de un proceso FES. También se demostró la viabilidad de co-sintetizar ambos bioproductos en un esquema basado en el solo uso de residuos.

5. Bibliografía

Bajpai VK, Majumder R, Rather IA, Kim K. 2016. Extraction, isolation and purification of exopolysaccharide from lactic acid bacteria using ethanol precipitation method. *Bangladesh J. Pharmacol*.11, 573-576.

Cerda A, Artola A, Barrena R, Font X, Gea T, Sánchez A. 2019. Innovative Production of Bioproducts From Organic Waste Through Solid-State Fermentation. *Front. Sustain. Food Syst.* 3, 1–6.

Dietrich K, Dumont MJ, Del Rio LF, Orsat V. 2019. Sustainable PHA production in integrated lignocellulose biorefineries. *N. Biotechnol.* 49,161–168.

Gao H, Lu C, Wang H, Wang L, Yang Y, Jiang T, Li S, Xu D, Wu L. 2020 Production exopolysaccharide from *Kosakonia cowanii* LT-1 through solid-state fermentation and its application as a plant growth promoter. *Int. Journal of Biological Macromolecules* 150, 955-964.

Martínez O, Llimós J, Ponsá S. 2021. Integrated solid-state enzymatic hydrolysis and solid-state fermentation for producing sustainable polyhydroxyalkanoates from low-cost agro-industrial residues. *Food and Bioproducts processing*. 126, 334-344.

Oliveira FC, Freire DMG, Castilho LR. 2004. Production of poly(3-hydroxybutyrate) by solid-state fermentation with *Ralstonia eutropha*. *Biotechnol. Lett.* 26, 1851–1855.

Raza ZA, Abid S, Banat IM. 2018. Polyhydroxyalkanoates: Characteristics, production, recent developments and applications. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 126, 45–56.

Sugumaran K, Jothi P, POnnusami V. 2014. Bioconversion of industrial solid waste-Cassava bagasse for pollulan production in solid state fermentation. *Carbohydrate polymers*. 99, 22-30.

6. Agradecimientos

Este estudio ha sido cofinanciado por la Unión Europea con fondos FEDER a través del proyecto EPSsus (2019 LLAV 00014) y la Agencia Estatal de Investigación a través del proyecto AGRI-PROSUME (PID2020-120568RB-I00/ AEI / 10.13039/501100011033).

Co-compostaje de cascarilla de café con biochar y residuos de poda

Giuseppe Picca[1*], César Plaza[1], Rafael López[2], Engracia Madejón[2], Marco Panettieri[1]

1 Instituto de Ciencias Agrarias (ICA), CSIC, Serrano 115 bis, 28006 Madrid
2 Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, Av. Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla
giuseppe.picca@csic.es

Resumen: La cascarilla de café (CS), el tegumento que cubre el grano de café crudo, representa el principal subproducto de esta industria. A pesar de la atención creciente en la búsqueda de reutilización de este material, la mayoría de CS es utilizado como combustible o depositado en vertederos. El estudio tuvo como objetivo probar el co-compostaje como una solución de bajo costo que cumple con los paradigmas de la economía circular propuestos por la UE. Se prepararon cuatro mezclas de compostaje de CS con residuos de poda y biochar en diferentes proporciones, con el objetivo de maximizar la cantidad de CS compostable por mezcla. El proceso se llevó a cabo en reactores y se monitorizó durante 60 días. Los contenidos de macro, micro elementos de los compost finales cumplieron con los requisitos más estrictos de la normativa nacional española sobre compost calidad (enmiendas de clase A), y pueden ser considerados como enmiendas de alto valor fertilizante en N y K. A pesar del efecto altamente fitotóxico de CS, las pruebas de germinación mostraron que los compost maduros exhibieron propiedades fitoestimulantes. Los compost presentaron alta capacidad de retención de agua (237 - 351 %). El presente estudio mostró que el compostaje de todo el CS producido en Europa conduciría a una recuperación de 2.420 a 3.481 t de N y 1.800 de K, reduciendo la dependencia de los fertilizantes minerales, satisfaciendo así la creciente demanda de enmiendas orgánicas sostenibles.

Palabras clave: Enmienda orgánica, Nitrógeno, Potasio, Residuo del café, Reactores de compostaje.

1. Introducción

La CS es el tegumento que recubre el grano del café. Durante las fases de tueste del grano, las corrientes de aire caliente desprenden la cascarilla del grano, originando un residuo de baja densidad aparente y difícilmente manejable. Aunque CS tiene un peso específico muy bajo y constituye alrededor del 4% del peso del grano verde, la gran cantidad de café que se tuesta y se consume en Europa genera, más de 160 mil toneladas al año (FAOSTAT, 2021). Se caracteriza por su elevada capacidad de retención de agua y por su alto contenido en N (26 g kg^{-1}), K (21 g kg^{-1}), Ca (9,4 g kg^{-1}), Mg (3,1 g kg^{-1}), Fe (0,8 g kg^{-1}) y S (2,8 g kg^{-1}) (Ballesteros y col., 2014). Estas características hacen de la cascarilla un residuo con un alto potencial agronómico. Sin embargo, su uso agrícola conlleva problemas como la tendencia a compactarse y a formar pellets y su fitotoxicidad debida a un alto contenido de terpenoides, polifenoles y ácido clorogenico (Al-Charchafchi y Al-Quadan, 2006).

Para llevar a cabo el compostaje de CS es necesario utilizar agentes estructurantes con alto contenido en C para equilibrar la relación C/N y con alta porosidad para evitar la compactación. Entre estos materiales los restos de poda pueden representar una alternativa económica y fácilmente disponible (Madejón y col., 2021). Por otra parte, el biochar se caracteriza por su alto contenido en C, elevada porosidad y por su capacidad para absorber lixiviados y limitar las emisiones durante el proceso de compostaje (Medina y col.,2021). Además, el compostaje de CS con estos materiales puede disminuir su fitotoxicidad debido a la degradación de las sustancias fitotóxicas por parte de los microrganismos, especialmente los termófilos.

En este trabajo, se proponen cuatro recetas de co-compostaje para CS utilizando materiales con alta porosidad y alto contenido en carbono. Se evalúa el proceso de compostaje en reactores y las características agronómicas de los composts finales.

2. Material y Métodos

2.1 Materiales utilizados

La CS procede de Café Candelas SL (Lugo) y es el resultado de un proceso de tueste a 210°C durante 12 minutos. Para facilitar el manejo, el material se humedece y se compacta en sacos de plásticos herméticos justo después de la fase de tueste. Ese proceso de quasi-esterilización permite que el residuo pueda ser almacenado sin originar fermentaciones dentro de los sacos. Los restos de poda fueron proporcionados por una empresa local de jardinería en Brunete (Madrid). El biochar se adquirió a la empresa Carbón Vivo SSL (Barcelona), y procede de la pirolisis de biomasa de pino (*Pinus halepensis*, Mill) en un horno Kon Tiki Klin a una temperatura de 650-750 °C durante 3,5 horas. Los reactores de compostaje utilizados en polipropilenos con aireación pasiva de tipo Hotbin (https://www.hotbincomposting.com/).

2.2 Proceso de compostaje

Los materiales se mezclaron en proporciones volumétricas siguiendo las recetas de la Tabla 1. La mezcla 1 empezó con una proporción 1:1 de CS: Restos de poda y se le añadió una segunda dosis de CS a los 15 días para comprobar la mejor opción entre el compostaje en un batch único (mezcla 3) o en 2 dosis (mezcla 1).

Tabla 1. Proporciones utilizadas para las 4 recetas de compostaje.

	Unidades	Cascarilla	Restos de poda	Biochar
Mezcla 1	Volumen (l)	50 (+50) *	50	0
	kg (humedo)	25.2 (+25.2)	5.9	0
	kg (seco)	10.8	5.4	0
Mezcla 2	Volumen (l)	50	50	50
	kg (humedo)	25.2	5.9	11.8
	kg (seco)	10.8	5.4	11.1
Mezcla 3	Volumen (l)	100	50	0
	kg (humedo)	50.2	5.4	0
	kg (seco)	21.5	5.4	0
Mezcla 4	Volumen (l)	150	50	0
	kg (humedo)	75.4	5.9	0
	kg (seco)	32.3	5.4	0

Las mezclas se dejaron en los reactores durante un mes, midiendo la temperatura y la humedad en continuo a través de unas sondas Decagon conectadas a un datalogger. Después, las mezclas se sacaron de los reactores para completar la fase de maduración durante otro mes.
Se tomaron muestras a diferentes tiempos de compostaje (1, 3, 9, 20, 30 y 60 días) para realizar los correspondientes análisis.

3. Resultados y Discusión

Las mezclas pasaron por una primera fase mesófila (18-45 ° C), una fase termófila (45-70 °C) y una segunda fase mesófila, seguida de la fase de maduración (Figura 1). La primera fase mesófila fue más larga para la mezcla 4. La temperatura de la mezcla 1 descendió después de la segunda adición de CS pero volvió a aumentar tres días después. La fase termófila duró 25 días para la mezcla 1, 24 días para la mezcla 2, 6 días para la mezcla 3 y 13 días para la mezcla 4 (Figura 1). Un tiempo de exposición de al menos dos semanas a 55 °C se considera la condición óptima para eliminar eficazmente los patógenos humanos y vegetales, junto con las semillas de malas hierbas y las larvas de insectos (Díaz y col., 2007). La fase termófila más corta de la mezcla 3 puede atribuirse a la compactación de la pila registrada durante el proceso de compostaje. Para la mezcla 2, el rápido aumento de temperatura y el perfil general de temperatura podrían atribuirse a la presencia de biochar. Este material puede llenar los espacios

libres entre las partículas de la masa de compostaje y reducir las pérdidas de calor durante el proceso (Zhang y col., 2016).

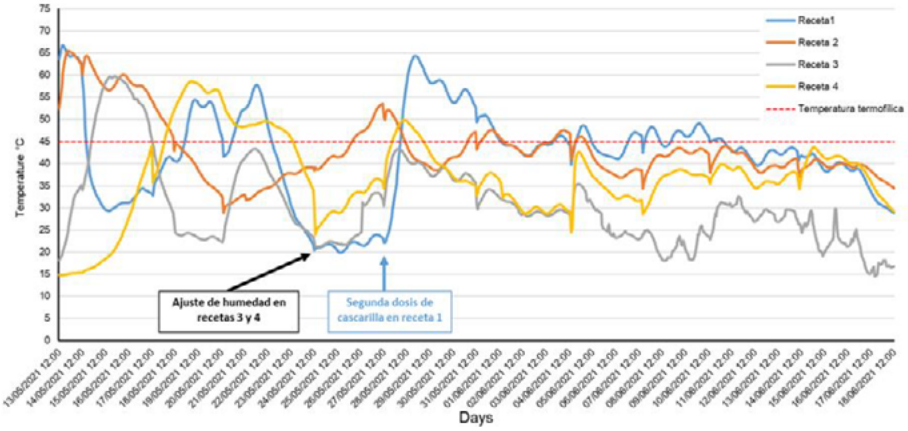


Figura 1. Evolución de la temperatura en las mezclas de compostaje.

El contenido de humedad de las mezclas se mantuvo entre 40 y 60 % durante todo el proceso para asegurar las condiciones óptimas para las comunidades microbianas (datos no mostrados). El contenido de humedad de la mezcla 4 se ajustó a un valor más bajo para evitar la compactación y la emisión de amoníaco, debido al alto contenido de CS. La textura más gruesa de la mezcla 1 provocó una mayor evaporación del agua durante los primeros diez días.

Tabla 2. Caracterización final de los cuatro compost obtenidos. Valores medios para diferentes variables medidas (N = 3).

Parámetro	Unidades	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4	Límites "Clase A" Real Decreto 506/2013
WHC	(% of DW)	351	237	305	335	
P	g kg^{-1}	1.31	1.78	1.61	1.76	
K	g kg^{-1}	3.88	1.87	4.50	5.30	
Ca	g kg^{-1}	1.72	2.14	2.35	1.91	
Fe	g kg^{-1}	0.78	1.75	1.00	1.03	
Mg	g kg^{-1}	4.19	3.73	5.21	5.27	
Al	g kg^{-1}	1.37	3.80	1.85	3.12	
Na	mg kg^{-1}	223	340	369	541	
Mn	mg kg^{-1}	79.3	72.7	100.8	89.0	
Cd	mg kg^{-1}	0	0	0	0	0.7
Cu	mg kg^{-1}	44.9	20.5	59	54.5	70
Ni	mg kg^{-1}	3.3	5.4	5	5.2	25
Pb	mg kg^{-1}	0	0	0	0	45
Zn	mg kg^{-1}	19.3	30.9	31.9	24.2	200
Cr	mg kg^{-1}	5.7	38.1	9.8	14.3	70

Los contenidos de macro y micro elementos de los compost finales cumplen los requisitos de la normativa nacional española sobre la calidad del compost (Real Decreto 506/2013) para ser clasificados como enmiendas de Clase A (Tabla 2).
La alta capacidad de retención de agua de las mezclas (WHC, Tabla 2) indica que es probable que la aplicación de estos compost a los suelos aumente la eficiencia del uso del agua en los mismos.
La prueba de germinación (Tabla 3) confirmó que el CS tiene un efecto fitotóxico probablemente causado por el ácido clorogénico lo que desaconseja su uso directo en la agricultura. Sin

embargo, tras el proceso de compostaje los cuatro composts no presentaron fitotoxicidad e incluso exhibieron propiedades fitoestimulantes, especialmente las mezclas 1 y 2.

Tabla 3. Valores de índice de Germinación de los materiales co-compostados y de los compost finales utilizando *Lepidium sativum* L., según Zucconi et al. (1981).

	Biochar	Restos de poda	CS	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4
Índice de germinación	94.89	111.25	0	124.97	121.84	101.08	109.50

4. Conclusiones

El co-compostaje cascarilla de café con agentes estructurante ricos en C permitiría el residuo cero en la industria del tostado de café, transformando los residuos orgánicos en productos de valor añadido, alcanzando así los modelos de economía circular trazados por la Unión Europea en el Green Deal.

Los resultados obtenidos en el estudio sugieren que iniciar el proceso de compostaje con una proporción 1:1 de Cascarilla: Restos de poda agregando las dosis extras de CS con el proceso en curso, asegura el tiempo recomendado de dos semanas a 55 °C durante la fase termófila maximizando la cantidad de CS compostable. Además, la adición de Biochar en la mezcla reduce el riesgo de compactación favoreciendo el flujo de aire y mejorando las condiciones aeróbicas.

El contenido en micro y macronutrientes, en particular N y K, hace que el compost obtenido sea especialmente interesante como enmienda orgánica de alto valor agronómico que puede tener además respuestas positivas por parte de la planta por su comportamiento fitoestimulante. La alta capacidad de retención de agua sugiere que estos materiales pueden aumentar el agua disponible para las plantas en el suelo, mejorando el balance hídrico de los cultivos.

5. Bibliografía

Al-Charchafchi F., Al-Quadan F., 2006. Effect of chlorogenic acid on germination and seedling growth, and on the enzymes activity extracted from artemisia herba alba ASSO. Part i: germination and seedling growth. *Dirasat, Pure Sciences* 33, 168-175.

Ballesteros L.F., Teixeira J.A., Mussatto S.I., 2014. Chemical, functional, and structural properties of spent coffee grounds and coffee silverskin. *Food Bioprocess Technol*. 7, 3493–3503.

L.F. Diaz, M. de Bertoldi, W. Bidlingmaier, E. Stentiford, 2007. Compost Science and Technology, Volume 8. Ed. Elsevier Science (Amsterdam, Países Bajos) 380 pp.

FAOSTAT: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO): Food and agriculture data, https://www.fao.org/faostat/en/#home (fecha de consulta: 30/05/2022).

Madejón E., Panettieri M., Madejón P., Pérez-de-Mora A., 2021 Composting as sustainable managing option for seaweed blooms on recreational beaches. *Waste Biomass Valor.* 13, 863–875.

Medina J., Calabi-Floody M., Aponte H., Santander C., Paneque M., Meier S., Panettieri M., Cornejo P., Borie F., Knicker H., 2021. Utilization of inorganic nanoparticles and biochar as additives of agricultural waste composting: effects of end-products on plant growth, C and nutrient stock in soils from a Mediterranean region. *Agronomy*. 11, 767.

Zhang J., Chen G., Sun H., Zhou S., Zou G., 2016. Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost. *Bioresource Technol*. 200, 876–883

Zucconi F., Forte M., Monaco A., De Bertoldi M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle*. 22, 27–29.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Sra. C Gómez Ruano, al Sr. H. Fritis Aguilera y al Dr. A Goñi Urtiaga por su apoyo técnico. Se agradece a Café Candelas SL por proporcionar la Cascarilla de Café.

RECICLAJE DE LOS BIORRESIDUOS GENERADOS EN EL MUNICIPIO DE PONTEVEDRA (GALICIA)

Salustiano Mato, David Alves, Iria Villar

[1] *Departamento de Ecología y Biología Animal. Facultad de Biología. Universidad de Vigo. Campus As Lagoas – Marcosende 36310 Vigo (Pontevedra)*
smato@uvigo.es

Resumen: En estos últimos años, el municipio de Pontevedra (Galicia) realizó un profundo cambio en la gestión de los biorresiduos municipales. Este cambio se resume en el paso del tratamiento de incineración de los biorresiduos incluidos en el contenedor de resto hacia un modelo de autogestión sostenible del biorresiduo segregado mediante compostaje. Este nuevo modelo opera a tres niveles: 5000 composteros individuales en viviendas unifamiliares (300L), 24 centros de compostaje comunitario situados en zonas urbanas residenciales (CCC con unidades de 1000L) y contenedores destinados a la recogida de biorresiduos generados por participantes adheridos al plan (100 contenedores). La presencia de estos niveles se desarrolló en función de la tipología de las viviendas, la existencia de espacios verdes, la cantidad de biorresiduos generados por los productores y la densidad de población. Los centros de compostaje comunitario están formados por unidades modulares que permiten separar el proceso de compostaje en función del estado del material mediante el trasvase de una unidad a otra. El movimiento entre los compartimentos aumenta el volumen efectivo de las unidades modulares y acelera la transformación del residuo en compost. Las analíticas de los compost obtenidos en los centros comunitarios indicaron condiciones de estabilidad y madurez: ratio C/N <20, índice de germinación >50%, grado de maduración IV y V, etc. La concentración de metales pesados clasificó un 58% de las muestras en compost clase A.

Palabras clave: centros de compostaje comunitario, modelo descentralizado, módulos de compostaje.

1. Introducción

La normativa europea establece que los biorresiduos generados en los municipios deben ser recogidos diferenciadamente y sometidos a un tratamiento que cumpla con los objetivos comunitarios de reciclaje. El sistema de recogida de residuos implantado en un 90% de los municipios gallegos incluye los biorresiduos en la fracción resto, los cuales son trasladados a una planta de incineración situada en el Norte de la comunidad. Para cumplir con la normativa (BOE, 2022) y de acuerdo con su política ambiental, el gobierno del Ayuntamiento de Pontevedra puso en marcha un programa para implantar la separación y aprovechamiento de los biorresiduos mediante su reciclaje por compostaje. Este municipio, situado en la comunidad autónoma de Galicia, tiene una extensión de 118,5 km^2 donde reside una población de 83.114 habitantes (INE 2021) con una densidad de 703,2 hab/km^2. El nuevo modelo de gestión de los biorresiduos se estableció de manera gradual a tres niveles:

- La implantación y fomento del autocompostaje unifamiliar. Se repartieron en torno a 5000 composteros con un volumen de 300L cada uno en el área periurbana, urbanizaciones y área rural.
- La implantación y fomento del compostaje comunitario. Se habilitaron 24 centros de compostaje comunitario (CCC), conformadas por un total de 228 unidades de compostaje de 1000L cada una, en zona periurbana y urbana.
- La recogida específica del biorresiduo en contenedores dotados de acceso con tarjeta para los participantes inscritos. En determinadas calles del entorno urbano se establecieron 100 contenedores para el depósito de los biorresiduos generados en las viviendas.

El grupo de Biología Ambiental de la Universidad de Vigo analizó la calidad de los compost generados en los CCC y los clasificó en función de su concentración de metales pesados establecida por la normativa española (BOE, 2013). Además, se analizaron las ventajas del sistema modular que permite mover el material en tres unidades modulares para compartimentar

el proceso en función de su estado. La localización de los centros de compostaje en el área periurbana también es uno de los objetivos analizados en este estudio.

2. Material y Métodos

Se analizaron 24 compost cribados por malla de 10mm de diferentes centros de compostaje comunitario. El trabajo en los CCC se realiza mediante un tratamiento diferenciado en distintos módulos siendo preciso diferenciar el módulo de aportación (módulo 1) de los residuos frescos, de los módulos de homogeneización (módulo 2) y maduración (módulo 3) (Figura 1). Los compost obtenidos en los CCC tuvieron, aproximadamente, unos 125 días de tiempo medio de tratamiento. Los análisis fisicoquímicos y biológicos se realizaron siguiendo las especificaciones de los estándares y normativa (FCQAO, 1994; TMECC, 2002).

Figura 1. A la izquierda, centro de compostaje comunitario (CCC) con 6 módulos. A la derecha, detalle de los módulos.

3. Resultados y Discusión

En el modelo de gestión de los CCC aplicado por el Ayuntamiento de Pontevedra, las temperaturas evolucionan de acuerdo con un proceso de compostaje típico alcanzando temperaturas termófilas (>45 ºC) en el módulo de aportación. Las condiciones termófilas continúan una vez realizado el trasvase al módulo de homogeneización y el trasvase del material entre los módulos evita la compactación y estratificación del material que puede darse en composteros estáticos. El tiempo de permanencia en condiciones termófilas depende principalmente del tipo de biorresiduos aportados, pero también de su humedad, la temperatura ambiental donde se ubique el CCC, entre otros factores. Los biorresiduos pueden presentar restos de proteína animal produciendo mayores aumentos de las temperaturas que aceleran la maduración del compost (Storino y col., 2016). Los cambios en la temperatura en el módulo 3 pueden deberse a la reactivación del material al voltearlo, homogeneizarlo y humectarlo, sin embargo, esta reactivación no suele exceder los 30 ºC (Mato y col., 2019). Mediante la metodología de trasvases, la capacidad efectiva del CCC aumenta y cada unidad modular se puede monitorizar individualmente estudiando los parámetros específicos requeridos para cada fase (Fertile Auro, 2019), aunque el esfuerzo del personal responsable de la gestión del CCC es mayor.

Los compost generados en los CCC fueron analizados antes de ser aplicados al suelo para determinar su calidad y su estado de madurez. Los datos de las 24 muestras de compost analizadas se presentan en la Tabla 1, donde también se muestran los parámetros límite establecidos por la legislación española en materia de productos fertilizantes y otros parámetros importantes de estabilidad y madurez.

Tabla 1. Parámetros de calidad de los compost comunitarios (N = 24)

	Min - Max	Límite*		Min - Max	Clase A-B-C*
Materiales inertes >2mm (% sms)	< 0,1	< 1.5	**Cd (mg/kg sms)**	0,2 – 0,9	0.7-2-3
Piedras > 5mm (%sms)	< 0,1	< 2	**Cu (mg/kg sms)**	11,4 – 34,9	70-300-400
Materia orgánica (%sms)	60,4 – 89, 7	> 35	**Ni (mg/kg sms)**	3,6 – 29,6	25-90-100
Ratio C/N	10,4 – 16,2	< 20	**Pb (mg/kg sms)**	1,3 – 13,9	45-150-200
pH	6,7 – 8,3		**Zn (mg/kg sms)**	103,6 – 885, 1	200-500-1000
Conductividad eléctrica (mS/cm)	0,4 – 1,4		**Hg (mg/kg sms)**	0,03 – 0,37	0.4-1.5-2.5
Índice de germinación (%)	70,8 – 126,9	> 80	**Cr (mg/kg sms)**	5,8 – 56,7	70-250-300
Grado de maduración	IV-V	IV-V			
***Salmonella spp* (en 25 g)**	ausencia	ausencia			
***Escherichia coli* (UFC/g)**	92%<1000	< 1000 NMP			

**BOE, 2013; Zucconi y col. (1981); TMECC (2002)*

Todas las muestras analizadas presentaron un porcentaje menor al 0,1% de inertes superiores a 2 mm, como plásticos o vidrios, indicando una buena calidad del residuo de partida y, por lo tanto, una separación óptima del biorresiduo por parte de la ciudadanía. El pH mostró valores acordes con otras publicaciones para el compostaje de este tipo de residuos. Li y col. (2013) establecieron valores óptimos de pH del compost final entre 7 y 8. La conductividad eléctrica fue ligeramente inferior a lo mostrado por otros investigadores (Moldes y col., 2007; Mishra y Yadav, 2021) y no se observó un efecto negativo en el índice de germinación (70,8 - 126,9). En cuanto a los restantes parámetros de madurez y estabilidad analizados, los resultados sostuvieron que los compost obtenidos alcanzaron una calidad óptima para ser aplicados al suelo como enmienda orgánica. El contenido de materia orgánica se mantuvo en porcentajes muy superiores al 40% (BOE, 2013), pero esta materia orgánica presentó condiciones de estabilidad, determinadas mediante el test de autocalentamiento (IV – V) y la ratio C/N (10,4 - 16,2), similares a otros valores mostrados en la bibliografía para los compost de biorresiduos. Así mismo, la carga microbiana analizada mostró que se sostuvieron las condiciones termófilas el tiempo suficiente para la reducción de los patógenos a niveles adecuados.

La normativa española (BOE, 2013) clasifica los compost en tres categorías según el contenido de metales pesados; clase A, B y C. Si consideramos los metales por separado, la totalidad de las muestras pertenecieron a la clase A para el Hg (<0,4 mg kg^{-1} dw), Cu (<70 mg kg^{-1} dw), Pb (<45 mg kg^{-1} dw) y Cr (<70mg kg^{-1} dw). En cuanto al Ni todas las muestras son clase A, salvo una que es clase B. Los metales Cd y Zn presentaron valores medios dentro de la clase A, pero en algunos compost la concentración de estos metales se situó en la clase B y en el caso del Zn tres muestras se situaron en la clase C (considerados valores atípicos). Un 58% de las muestras se clasificaron en compost clase A y un 42% de los compost en clase B y C. La presencia de estos metales pesados en el compost final puede tener distintos orígenes y todos los metales pueden verse incrementados hasta el punto de encontrar compost contaminados que no alcancen la calidad de clase C (Vázquez y Soto, 2017). O'Connor y col. (2022) concluyeron que el origen de la contaminación por metales pesados en los suelos y los biorresiduos puede estar condicionada por la calidad de los fertilizantes, los pesticidas y los plásticos empleados.

4. Conclusiones

En este trabajo se evalúa el modelo impulsado por el Ayuntamiento de Pontevedra para la gestión de los biorresiduos verificando la calidad del producto final y su aplicación real sobre un territorio amplio de manera integral. Los compost obtenidos en los CCC presentaron buenas propiedades fertilizantes y adecuadas a la normativa. Existen incrementos positivos en cuanto a la capacidad efectiva del CCC, los tiempos de tratamiento y el manejo del material en el modelo de separación del proceso. Por el contrario, el trasvase entre módulos de compostaje exige un mayor esfuerzo y más horas de trabajo a realizar en los CCC. La separación y reciclaje de los biorresiduos en origen supone un avance hacia el cumplimiento de los objetivos de la normativa asumida por los estados de la Unión Europea.

5. Bibliografía

BOE (2013). Real Decreto 506/2013 de 28 de junio sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado, 164, p. 51119.

BOE (2022). Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Boletín Oficial del Estado, 85, p. 48578.

Fertile Auro, 2019. *Community Composting: a practical guide for local management of biowaste*. Zero Waste Europe. 66 pp. https://zerowasteeurope.eu/library/community-composting-guide/ (fecha de consulta: 30 de junio de 2022)

FCQAO, 1994. *Methods book for the analysis of compost*. Federal Compost Quality Assurance Organization, Stuttgart, Germany. 123 pp.

Li, Z., Lu, H., Ren, L., He, L., 2013. Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere* 93, 1247–1257.

Mato, S., Pérez-Losada, C., Martínez-Abraldes, M., Villar, I., 2019. Towards the Recycling of Bio-Waste: the Case of Pontevedra, Spain (REVITALIZA). En: H. Saleh (Eds) *Municipal Solid Waste Management*, Ed. IntechOpen, Londres.

Mishra, S.K., Yadav, K.D., 2021. Application of locally available microbial inoculant to accelerate green waste composting at a community level, *Bioresour. Technol. Rep.* 16, 100859.

Moldes, A., Cendón, Y., Barral, M., 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. *Bioresour. Techno*l. 98 (16), 3069–3075.

O'Connor, J., Mickan, B., Siddique, K. H., Rinklebe, J., Kirkham, M. B., Bolan, N. S. (2022). Physical, chemical, and microbial contaminants in food waste management for soil application: A review. *Environ. Pollut.* 300, 118860.

Storino, F., Arizmendiarrieta, J.S., Irigoyen, I., Muro, J., Aparicio-Tejo, P.M., 2016. Meat waste as feedstock for home composting: effects on the process and quality of compost. *Waste Manag*. 56, 53–62.

TMECC, 2002. *Test Method for the Examination of Composting and Compost*. The US Composting Council. The United States Composting Council, Amherst, Ohio (USA).

Vázquez, M. A., Soto, M. (2017). The efficiency of home composting programmes and compost quality. *Waste Manag.* 64, 39-50.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al ayuntamiento de Pontevedra los datos facilitados para la elaboración de este estudio.

Gestión de proximidad mediante co-compostaje de escala media de subproductos del sector oleícola en Jérica, Castellón.

Carlos Gómez Fernández, Ana García Rández, Vicente Blay, María Torres, Mª Ángeles Bustamante, José Saez-Tovar, Mª Dolores Pérez-Murcia, Javier Andreu, Raúl Moral

Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, Spain.
Correo electrónico: carlos.gomezf@umh.es

Resumen: El compostaje como alternativa a la gestión de los residuos generados en una explotación es una opción creciente en España, incentivada por el aumento de los costes en la gestión tradicional de los mismos, tanto a nivel económico como medioambiental. En casos de grandes explotaciones, este coste es más acusado, incrementando la necesidad de aumentar de escala en la elaboración del compost y pone de manifiesto las ventajas de la cooperación entre distintos agentes. En este trabajo se pretende aprovechar los recursos que suponen los materiales residuales de una finca agrícola (olivo) y ganadera (ovino) del término municipal de Jérica, en cooperación con otras empresas ganaderas y agrícolas del término. Así mismo, este estudio caracteriza las materias primas empleadas y analiza la evolución de los dos procesos de co-compostaje realizados usando un total de cinco residuos locales. Estos procesos de compostaje, en sistemas abiertos y con volteos mecánicos, se inician el 28 de julio y el 14 de octubre y tienen una duración de 185 y 168 días, con 30 días de maduración, respectivamente. Se diseñaron dos pilas cuyos porcentajes en peso fresco (% s.m.f.) de cada recurso fueron: 30,1% alperujo, 6,1% hoja de olivo, 10% restos de cacao, 31,4% estiércol de conejo y 22,4% estiércol de oveja; y el porcentaje, en volumen, de cada recurso fue del 20% sobre el total de cada pila. También se analizó el compost obtenido en cada uno de los ensayos a fin de determinar su composición y calidad como producto fertilizante.

Palabras clave: compost, control de proceso, olivicultura, gestión alternativa, economía circular.

1. Introducción

La provincia de Castellón representa un 34,8% de la superficie dedicada a la producción de olivo en la Comunitat Valenciana constituyendo el tercer cultivo de la provincia con 32.743 ha cultivadas *(Generalitat Valenciana, 2020).* Este cultivo tiene una alta relevancia social dentro del territorio, cuya producción se destina en gran medida a las almazaras. La producción de aceite de oliva en dicha provincia se estableció en 7.913 t para la anualidad 2020.

Como consecuencia directa de la molturación de la oliva, se obtiene un subproducto, el alperujo, destinado tradicionalmente a la transformación industrial en las orujeras.

Los subproductos orgánicos deben ser aprovechados como fuente de materia orgánica y nutrientes, minimizando la huella de carbono y los costes en insumos, mediante el reciclado, revalorización y retorno de los mismos al agrosistema del que fueron obtenidos (Canet y Albiach, 2008). En este sentido el alperujo constituye una potencial fuente de materia orgánica fundamental en la economía circular, donde el aprovechamiento integral de los recursos es prioritario y decisivo para su viabilidad.

En el contexto de la economía circular, la Orden 4/2022 de la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica establece unas directrices para el aprovechamiento de las fuentes orgánicas de biomasa a nivel local y a distintas escalas, lo que permite a los agricultores y ganaderos el aprovechamiento directo de sus residuos mediante el compostaje de los mismos y abre un abanico de posibilidades para aquellas parcelas/empresas/cooperativas que busquen una gestión sostenible de sus residuos.

El objetivo de este trabajo es evaluar el co-compostaje de los materiales residuales orgánicos de una finca agrícola (olivo) y ganadera (ovino) del término municipal de Jérica, en cooperación con otras empresas ganaderas y agrícolas próximas aprovechando posibles sinergias entre ellos.

2. Material y Métodos

Este estudio se desarrolló en el establecimiento de agrocompostaje de escala media (según Orden 4/2022) situado en una de las fincas de la empresa Naranjas del Carmen (Jérica). Usando criterios de proximidad y disponibilidad, se propuso la mezcla de alperujo, hoja de olivo y estiércol de oveja, materias primas obtenidas de la misma finca, además de conejo de la Granja Tarihuela, para compensar la elevada carga de polifenoles y aportar potasio y restos de cacao triturado de la empresa Natra Cacao (Torrent) como estructurante adicional. Las características físico-químicas de cada uno de estos materiales se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos de los 5 ingredientes utilizados sobre materia seca (s.m.s.).

	H *%*	*DA* *kg/L*	*pH*	*CE* *dS/m*	*MOT* *%*	*NT* *%*	*CT* *%*	*Relación* *COT/NT*	*P g/kg*	*K* *g/kg*	*Na* *g/kg*	*PF* *mg/Kg*
ALP.	36,1	0,620	7,1	2,3	46	1,2	27,3	23,5	1,3	11,1	0,2	1646
HOJA	20,3	0,125	6,5	2,3	67,4	1,6	39,2	24,5	1,7	8,9	0,2	3307
EST.OV.	42,7	0,462	9,2	11,3	59,1	2,1	33,6	16,2	5,3	38,2	1,5	7870
EST.CO.	49,6	0,646	8,5	6,0	41,7	2,0	22,0	10,8	11,1	15,2	4,1	303
CACAO	17,3	0,205	5,5	3,3	85,1	3,0	45,2	15,0	4,2	15,8	0,3	5007

H: Humedad; DA: densidad aparente; CE conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; NT: nitrógeno total; CT: carbono total; P: Fósforo; K: Potasio; Na: Sodio; PF: Polifenoles; ALP: alperujo; EST.OV.: estiércol oveja; EST.CO.: estiércol conejo.

Se elaboraron dos pilas de compostaje cuya composición se muestra en la Tabla 2. Los materiales se colocaron en capas alternas y una vez dispuestos se voltearon y regaron para obtener la homogeneidad y humedad necesaria. Las pilas con forma troncocónica fueron aireadas mediante volteos periódicos con pala volteadora. Durante todo el proceso se realizaron un total de 7 y 4 volteos, en la pila 1 y 2, respectivamente, aumentando la aireación y la homogeneización del material.

Tabla 2. Composición (kg y porcentaje en peso) de las mezclas ensayadas.

PILA	INGREDIENTES (Kg, % S.M.F)				
	Alperujo	Hoja de olivo	Estiércol Ovino	Estiércol Conejo	Restos de Cacao
Pila 1	18.600 (30,1%)	3.750 (6,1%)	13.860 (22,4%)	19.380 (31,4%)	6.150 (10%)
Pila 2	27.900 (30,1%)	5.625 (6,1%)	20.790 (22,4%)	29.070 (31,4%)	9.225 (10%)

Las muestras de compost se tomaron manualmente en seis sitios diferentes de la pila y se obtuvieron muestras representativas compuestas después de mezclar y homogeneizar a fondo las seis submuestras. En cada muestra representativa se determinó el contenido en humedad mediante secado en un horno a 105 ºC durante 24 h y el resto se molió a menos de 0,5 mm para la determinaron parámetros físico-químicos, químicos y biológicos, según los métodos descritos por Vico y col. (2018). Las muestras se obtuvieron mezclando el material tomado en diferentes puntos de la pila. Se obtuvo el índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente), según Vico y col. (2018). También se realizó el test de autocalentamiento (Brinton y col., 1995).

3. Resultados y discusión

3.1. Desarrollo del proceso

En la Tabla 3 se muestran las características térmicas de los procesos. La fase termófila fue intensa en ambas pilas. El EXI^2/día fase bio-oxidativa es mayor para la pila 2 indicativo de su mayor intensidad. La fase bio-oxidativa del proceso se desarrolló durante 185 y 168 días, pila 1 y 2, respectivamente y la fase de maduración durante 31 días.

Ambos procesos cumplieron con los requisitos europeos sobre higienización del compost (Reglamento UE 2019/1009), que garantizan la máxima reducción de patógenos. En la pila 1 se alcanzaron temperaturas superiores a 65 ºC durante 47 días consecutivos y la temperatura

máxima de la mezcla fue de 73ºC. En la pila 2 se alcanzaron temperaturas superiores a 65 ºC durante 23 días consecutivos y la temperatura máxima de la mezcla fue de 75ºC.

Tabla 3. Características térmicas de los procesos.

Parámetro	Pila 1	Pila 2
Días fase bio-oxidativa	185	168
Nº Días F.Bio-oxid/ >40ºC	182	152
Nº Días F.Bio-oxid/ >50ºC	160	133
Nº Días F.Bio-oxid/ >60ºC	88	57
Temperatura máxima pila	73,0	75,0
Temperatura promedio pila	54,7	49,9
Temperatura mínima pila	34,0	30,0
Nº Días >40ºC/días fase bio-oxidativa	0,984	0,905
Índice EXI^2 ($ºC^2$)	380437	356441
Ratio EXI^2/días f. bio-oxid. (Tmax)	2056	2122

EXI^2: sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente.

3.2. Evaluación de la calidad del compost final

En la Tabla 4 se muestra la caracterización agronómica de los compost obtenidos. Los valores de CE de ambos compost son inferiores a 3 dS/m, por lo que cumplen el valor límite de Lasaridi y col. (2006) para su uso como sustrato y enmiendas de suelos. Ambas pilas presentan un pH alcalino. Según el 506/2013 sobre productos fertilizantes, última modificación Orden APA/104/2022, los compost cumplen los requisitos de contenido en materia orgánica superior al 35%, C/N inferior a 20 y compuestos polifenólicos inferiores al 0,8%. Los compost obtenidos presentaron un contenido NPK de 1,7-1-3,1 y 2-1,5-3,4 para la pila 1 y 2, respectivamente. Estos contenidos se consideran medio-altos en nitrógeno, medios en fósforo y altos en potasio, respecto a otros compost.

Tabla 4. Características medias de los compost obtenidos (s.m.s.).

Parámetro	Pila 1	Pila 2
pH	9,1	9,3
CE (dS/m)	2,8	2,7
MOT (%)	43,6	37,6
COT	30,3	24,6
COT/NT	17,7	12,1
NT (%)	1,7	2
P_2O_5 (%)	1,0	1,5
K_2O (%)	3,1	3,4
Na g/Kg	1,5	1,3
Índice de germinación, IG (%)	69,8	73,1
Carbono extraíble (%)	6,62	6,37
Carbono de ácidos fúlvicos (%)	1,8	1,5
Carbono de ácidos húmicos (%)	4,8	4,9
Relación de humificación, RH (%), Cex/COT x 100)	21,8	25,9
Índice de humificación, IH (%), Cah/COT x 100	15,9	19,8
Porcentaje de ácidos húmicos, Pah (%), Cah/Cex x100	72,7	76,4
Relación de polimerización, RP, Cah/Caf	2,7	3,2
Polifenoles (mg/kg)	1.812	1.802
Cadmio (mg/kg)	0,4	0,3
Níquel (mg/kg)	18,2	19,8
Cobre (mg/kg)	53,9	65,0
Zinc (mg/kg)	109	156
Cromo (mg/kg)	56,3	54,9
Plomo (mg/kg)	6,7	11,8

El IG superior al 60% indica que ambos compost son maduros, libres de sustancias fitotóxicas. Los índices de madurez establecido por diversos autores (Roletto y col, 1985, Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992) también avalan la madurez de ambos compost. El test de autocalentamiento realizado a los compost maduros indicó que son estables (Brinton y col., 1995). No se derivan riesgos medioambientales de su uso ya que, según los metales pesados analizados, los compost podrían considerarse clase A (RD 506/2013 sobre productos fertilizantes, última modificación Orden APA/104/2022, de 11 de febrero).

4. Conclusiones

Los dos ciclos de compostaje de subproductos de la producción de aceite de oliva y estiércoles evaluados presentaron un buen desarrollo del proceso a nivel térmico y de higienización. En el contexto estudiado el compostaje de alperujo con otros materiales de proximidad se muestra como una alternativa económica y sencilla técnicamente. Los compost obtenidos fueron maduros y estables, sin apenas diferencias a nivel agronómico. El contenido de MO y NPK fue medio. Se propone aportar más estructurante para compensar la relación C/N de inicio y no aportar estiércol de conejo para reducir los costes en materias primas. La aplicación a los suelos de cultivo de la zona de estos compost podría contribuir a mejorar su fertilidad y a mitigar del cambio climático, mediante el secuestro de carbono.

5. Bibliografía

Brinton, W.F., Evans, E., Droffner, M.L., Brinton, R.B. (1995). A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. Biocycle. 36.

Canet R., Pomares F., Cabot B., Chaves C., Ferrer E., Ribo M., Albiach M.R., 2008. Composting olive mill pomace and other residues from rural southeastern Spain. *Waste management*, 28, 2593-2603.

Iglesias Jiménez, E., y Pérez Garcia, V. 1992b. Determination of madurity índices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems and Enviroment*. 38, 331-343

Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R. 1985. Chemical parameters for evaluation compost maturity. *BioCycle*. 26, 46-47.

Vico A. Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez- Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (Phoenix dactylifera L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. J Environ Manage. 226, 408-415.

6. Agradecimientos

El presente trabajo se desarrolla gracias al Convenio de Colaboración Agrocompostaje entre la Generalitat Valenciana, a través de la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica y la Universidad Miguel Hernández de Elche.

COMPOSTAJE DE RESIDUOS DOMICILIARIOS CON SERRÍN Y DIFERENTES ESTIÉRCOLES EN LA PARROQUIA DE SAN LUIS (ECUADOR)

Julio Idrovo-Novillo[1], Irene Gavilanes-Terán[1], Víctor Valverde-Orozco[1], Adriana Sinche-Villafuerte[1], Lourdes Carrera-Beltrán[1], Steven Ramos- Romero[1], Mª Ángeles Bustamante[2], Concepción Paredes[2]

[1]Facultad de Ciencias. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador
[2] Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Ctra. Beniel km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)
Correo electrónico: julio.idrovo@espoch.edu.ec

Resumen: La parroquia de San Luis (Ecuador) es una parroquia rural con una generación de residuos domiciliarios de 0,5081 kg/día*hab y con una actividad agro-ganadera importante, dedicándose a la crianza de especies menores principalmente conejos y cobayas. La generación de estiércol de cobaya y de conejo es de 0,1707 y 0,2286 kg/día, respectivamente. Ambos tipos de residuos, domiciliarios y ganaderos, no son gestionados de forma adecuada, ya que sus destinos principales son su disposición en vertederos o la aplicación directa al suelo sin tratamiento previo. Por ello, en este estudio se propone el compostaje para tratar estos residuos, elaborándose dos pilas de compostaje con residuos orgánicos domiciliarios (RD), serrín (SERR) y estiércol de cobaya (EC) o estiércol de conejo (ECN), compostadas mediante el sistema de pila móvil con aireación por volteos: P1 (65% RD, 25% EC, 10% SERR) y P2 (65% RD, 25% ECN, 10% SERR). Durante el proceso de compostaje se estudió la evolución de la temperatura y de la degradación de la materia orgánica y también, se evaluó la calidad de los compost obtenidos. El incremento de la temperatura fue mayor en P2 que en P1, así como la tasa de degradación de la materia orgánica. Sin embargo, el tipo de estiércol no afectó en gran medida a la calidad del compost final.

Palabras clave: co-compostaje, estiércol de conejo, estiércol de cobaya, estabilización, compost

1. Introducción

La parroquia de San Luis, ubicada en la provincia de Chimborazo (Ecuador), con una población de 12.055 habitantes (GADM Riobamba, 2022), genera una producción per cápita de residuos orgánicos domésticos, separados en origen, de 0,5081 kg/día*habitante (Sinche-Villafuerte, 2022). Su principal fuente económica es la agricultura, representando el 42,1 % del total de las actividades económicas de esta Parroquia (GADM Riobamba, 2022). Los tres cultivos más importantes (lechuga, cilantro y tomate riñón), representan el 47,62% (1.393,66 has) de la extensión territorial de la parroquia (GADM Riobamba, 2022). En el sector pecuario, la crianza de especies menores como cobayas y conejos trae consigo la generación de estiércol en un 0,1707 y 0,2286 kg/día*especie, respectivamente, los que son utilizados directamente sobre el suelo sin tratamiento previo, causando contaminación ambiental (Sinche-Villafuerte, 2022).

El proceso de compostaje es la opción más eficiente que puede emplearse para la degradación y estabilización de la fracción orgánica de este tipo de residuos, bajo condiciones aerobias. El compostaje de estos residuos en Ecuador ha sido estudiado por varios investigadores. Gavilanes-Terán y col. (2016) utilizó estiércol de gallina ponedora como fuente de carbono fácilmente degradable y microorganismos para el co-compostaje de residuos hortícolas, agregándose también serrín para obtener un valor inicial de la relación C/N dentro del rango recomendado (25-35) para el compostaje. Además, Valverde y col. (2018) analizaron el efecto de dos sistemas de aireación para el co-compostaje de residuos vegetales con estiércol de diferentes especies y demostraron que la aireación mediante volteos produjo una prolongación de la actividad microbiana en la fase termófila, permitiendo a los microorganismos degradar por más tiempo la materia orgánica. También, Idrovo-Novillo y col. (2018) elaboraron pilas de compostaje con residuos de rosas, serrín y diferentes tipos de estiércol de ave, determinando que el empleo del estiércol produjo un compost con mayor humificación de la materia orgánica y gran valor agronómico y económico.

En lugares con sistemas de producción similares a los existentes en el Ecuador, como Perú y Bolivia, se han efectuado estudios agronómicos con estiércoles de especies menores, especialmente de cobayas. Flores (2006) comparó dos tipos de compost elaborados con residuos vegetales y estiércol de vaca o estiércol de cobaya. Asimismo, en una investigación realizada por Carita Mamani (2016) en Bolivia, demostró que se obtuvieron mejores resultados en rendimiento de una especie de leguminosa con estiércol de cobaya en relación a los obtenidos con estiércol ovino u otros tipos de sustratos del sector.

Si bien se registran estudios sobre distintos tipos de compost de diverso origen en la región interandina del Ecuador, no existe mucha información sobre el compostaje de residuos domésticos orgánicos, separados en origen, con estiércoles de especies menores tales como conejo y cobaya. En este sentido, este estudio pretende contrastar la evolución de la temperatura y la degradación de la materia orgánica de dos pilas elaboradas con la fracción orgánica de residuos domésticos, separada en origen, serrín y estiércol de cobaya en P1 y de conejo en P2, así como comparar la calidad de los compost obtenidos. De este modo, poder seleccionar el estiércol más adecuado para el compostaje de los residuos municipales estudiados.

2. Material y Métodos

El trabajo de investigación se realizó en el barrio “La Libertad” de la Parroquia San Luis (Chimborazo-Ecuador), para lo cual se elaboraron dos pilas de compostaje con residuos orgánicos domésticos, separados en origen y con gran contenido de residuos vegetales (RD), serrín (SERR) y estiércol de cobaya (EC) o estiércol de conejo (ECN). Las proporciones de las pilas, basadas en peso fresco, fueron: P1 (65% RD, 25% EC y 10% SERR,), P2 (65% RD, 25% ECN y 10% SERR), garantizando una adecuada relación C/N inicial (25 a 30). Las características iniciales de los residuos, basadas en peso seco, fueron: pH = 5,29, conductividad eléctrica (CE) = 4,87 dS/m, materia orgánica (MO) = 84,15 %, carbono orgánico total (COT) = 40,76 %, nitrógeno total (NT) = 1,95 % y humedad (H) = 84,15% para RD; pH = 9,81, CE = 7,30 dS/m, MO = 68,73 %, COT = 34,78 %, NT = 1,67 % y H = 68,73% para EC; pH = 8,72, CE = 3,96 dS/m, MO = 63,74 %, COT = 47,52 %, NT = 1,83 % y H = 63,74% para ECN; pH = 4,83, CE = 0,33 dS/m, MO = 97,08%, COT = 55,04%, NT=0,13% y H = 19,11% para SERR.

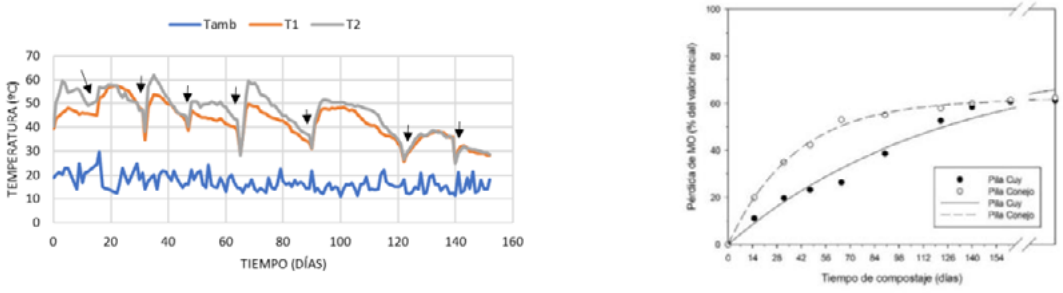
Las pilas fueron de aproximadamente 1000 kg, con dimensiones de 2 x 3 m de base y 1,5 m altura, el proceso de compostaje se realizó con pilas móviles aireadas mediante volteos. A lo largo del proceso se controló el porcentaje de humedad (40 a 50%), y se midió la temperatura en 7 puntos diferentes. Se realizaron un total de siete volteos en cada una de las pilas. La fase bio-oxidativa se consideró finalizada cuando la temperatura descendió a valores cercanos a la temperatura ambiente (162 días). La etapa de maduración fue de 2 meses controlando diariamente la humedad de las pilas entre 40 y 60%. El muestreo de la pila se efectuó tomando siete submuestras de siete puntos diferentes, con el objetivo de obtener una muestra representativa. Las muestras fueron secadas, molidas y tamizadas a un tamaño inferior a 0,5 mm, para su posterior análisis. En las muestras obtenidas durante el proceso de compostaje se determinaron las pérdidas de MO y en los compost se analizaron el pH, CE, MO, NT, COT, macronutrientes, metales pesados y el índice de germinación (IG). Las determinaciones de los parámetros analizados en los materiales iniciales y en las muestras de compostaje se realizaron según los métodos analíticos descritos por Gavilanes-Terán y col. (2016). Todos los análisis se realizaron por triplicado.

Las pérdidas de MO se calcularon de acuerdo con la fórmula de Paredes y col. (2000) (citada por Idrovo-Novillo y col. (2018)) y los datos obtenidos se ajustaron a una ecuación cinética de primer orden: Pérdidas de MO = A ($1-e^{-kt}$), donde A es la MO potencialmente degradable (%), k la constante de velocidad de degradación ($días^{-1}$) y t el tiempo de compostaje (días). Los valores de R^2 ajustada se calcularon para comparar el ajuste de diferentes funciones y conocer la significación estadística de las curvas ajustadas a los datos experimentales. Se empleó la prueba de la mínima diferencia significativa (DMS) con $P < 0,05$, para determinar las diferencias significativas entre los valores de los parámetros en cada pila durante el proceso de compostaje

3. Resultados y Discusión

La figura 1a muestra los perfiles térmicos de las dos pilas de compostaje durante los 162 días que duró la fase biooxidativa. Como consecuencia de la actividad microbiana, durante los

primeros 15 días se pudo observar en los dos procesos un incrementó de la temperatura, con valores superiores a los 45 ºC, manteniéndose la etapa termófila hasta el primer volteo. El incremento inicial de la temperatura fue mayor en la pila con estiércol de conejo (P2), alcanzándose temperaturas cercanas a 60 ºC en la primera semana de compostaje. Este incremento rápido de la temperatura al inicio del proceso de compostaje también ha sido observado por otros autores durante el proceso de compostaje de residuos vegetales con diferentes estiércoles (Gavilanes-Terán y col., 2016; Valverde y col., 2018; Idrovo-Novilo y col., 2018). Cuando las temperaturas de las dos pilas descendieron, se procedió a realizar un volteo, llevándose a cabo un total de siete volteos durante la fase biooxidativa. Después de cada volteo se observó un incremento de la temperatura debido a la oxigenación y homogenización de las mezclas. P2 mostró un perfil de temperaturas más alto que P1 durante el proceso de compostaje, alcanzando una temperatura mayor (59 ºC) durante la etapa termófila con respecto a P1 (48 ºC). Sin embargo, ninguna de las dos pilas alcanzó los requerimientos establecidos por EPA (2003) para la higienización de los materiales compostados mediante el sistema de pilas con aireación por volteos (temperaturas ≥ 55 ºC durante al menos 15 días consecutivos con un mínimo de cinco volteos).



(a) (b)

Figura 1. (a) Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje. T1: temperatura de P1 (residuos domiciliarios + estiércol de cobaya + serrín) y T2: temperatura de P2 (residuos domiciliarios + estiércol de conejo + serrín). Las flechas indican los días donde se realizaron los volteos. (b) Pérdidas de materia orgánica (MO) durante el compostaje (Las líneas representan las curvas de ajuste).

En ambas pilas, las pérdidas de MO fueron significativas durante la fase de biooxidación (Figura 1b), debido a la actividad microbiana de degradación de la MO. La mineralización de la MO fue menor durante la etapa de maduración, lo que indicó la estabilidad alcanzada por los materiales compostados después de la etapa biooxidativa. Gavilanes-Terán y col. (2016) y Idrovo-Novillo y col. (2018) también observaron una menor degradación de la MO durante la fase de maduración en el co-compostaje de residuos vegetales con diferentes estiércoles de aves. El ajuste de las pérdidas de MO a la ecuación cinética de primer orden, comentada anteriormente, obtuvo los siguientes valores de los parámetros estadísticos: A = 79,1%, k = 0,0081 días^{-1}, R^2 ajustada = 0,9872 para la pila 1; y A = 61,9%, k = 0,0259 días^{-1}, R^2 ajustada = 0,9985 para la pila 2. En las dos pilas, la variación explicada por el modelo fue superior al 98%, indicando que el modelo propuesto fue adecuado. El valor de A fue mayor en la pila con estiércol de cobaya (P1) que en la pila con estiércol de conejo (P2). Sin embargo, la tasa de degradación de la MO (A x k) (datos no mostrados, pero calculables con los datos proporcionados) fue mayor en P2 que en P1. Este hecho puede deberse a la gran proporción de materiales lignocelulósicos de difícil degradación contenidos en el estiércol de cobaya y utilizados como lecho para la cría de estos animales (mazorca de maíz, viruta de madera y cáscara de cacao).

Las principales características relacionadas con la calidad agronómica de los compost obtenidos se muestran en la Tabla 1. Los valores de pH y de CE fueron superiores e inferiores a los intervalos de valores recomendados por el US Composting Council (2001) para diversas aplicaciones de compost, respectivamente. También, los contenidos de MO estuvieron por debajo del intervalo de valores recomendado por las directrices americanas para compost, mientras que las concentraciones de NT y P estuvieron por encima de estas directrices en ambos compost y solo en el compost 1, respectivamente. Además, ambos compost alcanzaron un grado de madurez adecuado y presentaron ausencia de fitotoxicidad, ya que sus valores de relación COT/NT fueron < 20 y el IG fue > 50% (Bernal et al., 2009). Finalmente, ningún compost excedió

la máxima concentración de metales pesados permitido en compost por las directrices estadounidenses (US Composting Council, 2001).

Tabla 1. Principales características agronómicas de los compost obtenidos

	P1	P2	Directrices EE. UU[1]
pH	7,63	8,06	6,0-7,5
CE (dS/m)	4,7	4,6	< 5
MO (%)	39,69	40,73	50-60
COT/NT	13,0	14,3	-
NT (g/kg)	13,1	14,6	>10
P (g/kg)	17,2	8,4	>10
K (g/kg)	90,2	93,5	-
As (mg/kg)	0,11	0,11	41
Se (mg/kg)	0,16	0,16	100
Cd (mg/kg)	0,15	0,03	39
Hg (mg/kg)	0,06	0,06	17
Pb (mg/kg)	0,95	0,69	300
IG (%)	85,6	82,3	-

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total; IG. Índice de germinación. [1]US Composting Council (2001).

4. Conclusiones

De los resultados obtenidos se puede concluir que el compostaje de residuos domésticos, separados en origen, con serrín y estiércol de cobaya o de conejo constituye un método eficaz en países en desarrollo como Ecuador, no sólo para reciclar estos residuos sino también para obtener compost con potencial uso agrícola. La utilización de los estiércoles estudiados solo afectó a los perfiles de temperatura desarrollados durante el proceso de compostaje y a la tasa de degradación de la MO, siendo ambos menores en la P1. Sin embargo, el tipo de estiércol no afectó significativamente a la calidad de los compost obtenidos.

5. Bibliografía

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.

Carita Mamani, L.G., 2016. Comportamiento agronómico de la vainita (*Phaseolus vulgaris* L.) bajo tres abonos orgánicos en ambiente protegido en la zona Vino Tinto del departamento de La Paz-Bolivia. Trabajo de Titulación en Ingeniería Agronómica. Universidad Mayor de San Andrés (Bolivia)

EPA, 2003. Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. United States Environment Protection Agency Cincinnati, Ohio.

Flores, M., 2006. Estudio comparativo para la elaboración de compost por técnica manual. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG*. 9, 75-84.

GADM Riobamba, 2022. Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial 2020-2030. https://www.gadmriobamba.gob.ec/index.php/ordenamiento-territorial/plan-pdyot-2020-2030 (fecha de consulta: 23/5/2022)

Gavilanes-Terán, I., Jara-Samaniego, J., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M. A., Moral, R., Paredes, C., 2016. Windrow composting as horticultural waste management strategy - A case study in Ecuador. *Waste Manage.* 48, 127-134.

Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Angeles Bustamante, M., Paredes, C., 2018. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process Saf. Environ. Protect.* 116, 388-395.

Sinche-Villafuerte, A. (2022). Efecto del porcentaje de estiércol de cuy y estiércol de conejo en el proceso de compostaje de los residuos sólidos domiciliarios de la cabecera parroquial San Luis. Trabajo de Titulación en Ingeniería en Biotecnología Ambiental. Escuela Superior Politécnica del Chimborazo (Ecuador).

US Composting Council, 2001. Field Guide to Compost Use. http://www.mncompostingcouncil.org/uploads/1/5/6/0/15602762/fgcu.pdf (fecha de consulta: 25/5/2022).

Valverde, V.H., Basantes, C.E., Gavilanes-Terán, I., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M.A., Paredes, C. (2018). Co-compostaje de residuos vegetales y estiércol. Efecto del sistema de aireación y del tipo de estiércol en la evolución del proceso y en la calidad de los compost obtenidos. En: A. Albiach Vila y col. (Eds). Gestión integral de residuos orgánicos. Poniendo en marcha la economía circular en la sociedad. Ed. Red Española de Compostaje, Valencia, pp. 133-138.

COMPARACIÓN DE LA CALIDAD DE DOS COMPOST OBTENIDOS CON BIORRESIDUOS Y LODOS DE DEPURADORA CON PAJA DE CEBADA

Luis Roca-Pérez[1], Eva Fernández Gómez[1], Mª Desamparados Soriano[2], Rafael Boluda[1]

[1]Facultad de Farmacia, Biología Vegetal. Universitat de València. Av Vicent Andrés i Estellés s/n, 46100, Burjassot, València
[2]Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Rural, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera, s/n, 46022, València
luis.roca@uv.es

Resumen: La evaluación de la calidad del compost es un tema de interés; entre los aspectos a valorar se encuentran: contenido de fitonutrientes, estabilidad de la materia orgánica, concentración de contaminantes y toxicidad. La calidad del compost condiciona su uso y valor de mercado. El objetivo de este trabajo fue determinar y comparar la calidad de dos compost, uno elaborado con paja de cebada y lodo de depuradora (CL), y otro con biorresiduos domésticos de recogida selectiva (FORS) y paja de cebada (CB). El proceso de compostaje se realizó en condiciones de laboratorio utilizando vasos Dewar de 8 L. En el caso de CL, la relación en peso de la mezcla inicial fue 1:1,7 (Paja: Lodo) y para el CB fue de 1:4 (Paja: FORS). Se analizó: pH, conductividad eléctrica (CE), relación C/N, capacidad de intercambio catiónico (CIC), contenido de metales pesados, índice de humificación (IH), índice de Fukushima (IF), fitotoxicidad, y el factor de calentamiento espontáneo. El pH, la CE y C/N de CL y CB fueron de 7,24 y 9,53; 3,9 dS m^{-1} y 8,62 dS m^{-1}, 12,8 y 11,6 respectivamente. Respecto al contenido de metales pesados, CL se clasificó de clase B, mientras que el CB fue de clase A. Ambos compost se consideraron térmicamente estables. Los valores de la CIC se encontraron entre 105 y 174 cmol (+) kg^{-1}. El compost CL no presentó fitotoxicidad, mientras que CB se mostró ligeramente fitotóxico, asociándose al pH y a la presencia de sales solubles. Entre ambos, se observaron diferencias significativas.

Palabras clave: compostaje, biorresiduos, residuos orgánicos.

1. Introducción

La cantidad de lodos de depuradora que se generan anualmente en España está en torno a 1.200.000 toneladas anuales sobre materia seca (MITECO, 2022). Por otra parte, en el año 2018 los biorresiduos producidos alcanzaron los 17 millones de toneladas (MITECO, 2021). Ambos materiales presentan diferentes características, en las que la composición depende del tipo de aguas residuales y de la composición del residuo doméstico. Estos contienen una gran cantidad de nutrientes, pero también elementos tóxicos, sal, microorganismos patógenos y contaminantes emergentes (Iranzo y col., 2018, Ferreira y col., 2018). La paja de cebada (*Hordeum vulgare*) es un cereal que genera millones de quilos de residuos al año en la meseta castellana (MAPA, 2021). Por todo ello, el compostaje de todos estos residuos, para obtener una enmienda orgánica o fertilizante de uso en agricultura, puede ser una solución que se enmarca dentro de los objetivos de la economía circular (Kyriakopoulos y col., 2019). La aplicación del compost al suelo requiere evaluar previamente su calidad con el fin de evitar su degradación y garantizar los beneficios de la aplicación, de lo contrario su uso podría generar mayor impacto ambiental o disminuir las producciones agrícolas (Barrena y col., 2014). Por todo ello, el objetivo de este trabajo fue evaluar y comparar la calidad de dos compost obtenidos de mezclas de lodos de depuradora y biorresiduos domésticos, ambos compostados con paja de cebada.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental

Se realizaron dos experimentos; por un lado, lodo de depuradora y paja de cebada suministrados por la empresa Global Omnium (CL) y, paralelamente, biorresiduos domésticos de recogida selectiva con separación en origen (FORS) con paja de cebada (CB). Todo ello, se llevó a cabo en el laboratorio de la Unidad de Investigación en Suelos, Residuos y Medioambiente del Departamento de Biología Vegetal de la Universitat de Valencia. El compostaje se realizó en vasos Deward de 8 L, en los que se introdujeron las mezclas iniciales homogeneizadas. Para el compostaje de lodo, la proporción utilizada fue 1:1,7 (paja: lodo) con una humedad del 68,7% y una relación C/N de 20,4; por otra parte, la mezcla inicial del compostaje de FORS tuvo una proporción 1:4 (paja: FORS), humedad del 74% y una relación C/N próxima a 19. Ambos experimentos se realizaron por duplicado. CL tuvo un proceso de compostaje de 80 días y CB de 100 días.

2.2 Determinaciones analíticas

Una vez concluidos los experimentos, la fracción seca y triturada se utilizó para analizar los parámetros de calidad, madurez y estabilidad. Olor y la textura fue evaluada cualitativamente. Se determinaron los parámetros de calidad física: color según las tablas Munsell (2009), la humedad y la temperatura (Roca-Pérez y col., 2009), además del test de autocalentamiento (UE, 2019). Entre los parámetros de calidad química se determinaron: el pH y la conductividad eléctrica (CE, dS/m) en una suspensión 1:10 p/v (Sánchez-Monedero y col., 2001); carbono (C, %) y nitrógeno (N, %) mediante combustión total con un analizador elemental CNHS. Además, se analizó el contenido de Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn (mg/Kg), tras una digestión previa en medio ácido y cuantificación por ICP óptico; se aplicaron los índices de humificación (IH) e índice de Fukushima (IF), (Fukushima y col., 2009) y se determinó la capacidad de intercambio catiónico (CIC, cmol(+) kg^{-1}) según Harada e Inoko (1980). Para evaluar, la fitotoxicidad (IG, %) se realizó el test de Zucconi con semillas de *Lepidium sativum L*, (Albuquerque y col., 2006). Todos los análisis se hicieron por duplicado.

2.3 Análisis estadístico

Para la estadística descriptiva (media, desviación estándar y coeficiente de variación), se empleó el programa Microsoft Office Excel. Además, se llevó a cabo la prueba t- Student ($p < 0,05$) mediante el programa IBM SPSS Statistics 26.

3. Resultados y Discusión

El proceso de compostaje alcanzó temperaturas mayores de 70ºC durante 5 días en CL y 65ºC durante 10 días en CB (datos no mostrados), lo cual cumple con la temperatura y tiempo necesario para la higienización del producto (UE, 2019). Los compost tras 80 y 100 días presentaron un color pardo, para CL fue 7,5 YR 6/3 y para CB 10 YR 5/8, además de un olor a mantillo de suelo húmedo de bosque, textura suelta y estructura grumosa. Ambos compost se consideraron estables ya que el test de autocalentamiento mostró un índice Rottegrad IV (UE, 2019; en nuestro caso, las temperaturas máximas alcanzadas en condiciones normalizadas no superaron 30,2ºC durante 4 días). La humedad final en ambos compost se mantuvo entorno al 40%. Con relación a los parámetros de calidad química (Tabla 1) el pH de CL presentó valores próximos a la neutralidad (7,24); por el contrario, el pH de CB fue muy básico (9,53), aunque dentro de los valores encontrados en la bibliografía (Cayuela y col., 2008; Ansorena y col., 2016). Por otro lado, la CE fue superior en el compost CB que en CL; este valor puede estar relacionado con el elevado contenido de sal que contienen los restos de comida procesada que componen parte del FORS (Ansorena y col., 2016). El valor de la relación C/N para CL y CB fue de 12,8 y 11,6 respectivamente. Según el RD 999/2017 (BOE, 2017), sobre productos fertilizantes, ambos compost son aptos para su utilización en agricultura; sin embargo, CL pertenece a la clase B y CB a la clase A; lo cual está relacionado con la mayor concentración de Ni, Cu y Zn presentes en el lodo de depuradora. Los valores obtenidos para CIC fueron superiores a 60 cmol (+) kg^{-1}

en ambos compost; los índices IH e IF dieron valores mayores a 1; estos resultados nos indican que ambos compost presentan alto grado de madurez y polimerización debido a la humificación y estabilización de la materia orgánica (Roca-Pérez y col., 2009). El IG, fue superior al 80% en CL, por lo que el compost no presenta problemas de fitotoxicidad; contrariamente, CB fue fitotóxico al presentar un IG menor de 50%, lo cual es debido, muy posiblemente, a la salinidad que puede afectar negativamente al desarrollo de las plantas (Ansorena y col., 2016). Al comparar la calidad de ambos compost, se observaron diferencias importantes; así, excepto la CIC y el IH, los demás parámetros fueron diferentes significativamente (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros analizados (media ± desviación estándar).

	Compost CL	Compost CB
pH (1/10)	7,24 ± 0,01*	9,53 ± 0,01*
CE (dS/m)	3,90 ± 0,03*	8,62 ± 0,09*
Relación C/N	12,82 ± 1,18*	11,60 ± 0,13*
Cd (mg/Kg)	0,37 ± 0,01*	0,07 ± 0,01*
Cu (mg/Kg)	148,77 ± 2,42*	30,93 ± 3,61*
Cr (mg/Kg)	18,48 ± 0,09*	11,59 ± 2,73*
Ni (mg/Kg)	43,43 ± 0,67*	9,38 ± 1,06*
Pb (mg/Kg)	13,48 ± 0,57*	1,34 ± 0,05*
Zn (mg/Kg)	424,82 ± 7,12*	112,59 ± 12,40*
CIC	173,09 ± 10,61	105,79 ± 19,40
IH	5,15 ± 0,77*	2,73 ± 0,41*
IF	6,79 ± 1,02	5,81 ± 0,87
IG (%)	154,37 ± 23,2*	29,32 ± 4,39*

Compost CL, compost elaborado con paja de cebada y lodo de depuradora; compost CB, compost elaborado con paja de cebada y FORS; CE, conductividad eléctrica; CIC, capacidad de intercambio catiónico (cmol(+) kg^{-1}; IH, índice de humificación; IF, índice de Fukushima; IG, índice de germinación. Los datos mostrados son la media ± desviación estándar. Un asterisco indica valores significativamente distintos mediante la prueba t Student (*$p< 0,05$).

En un estudio amplio llevado a cabo para determinar el efecto en las propiedades y aplicaciones del compost de biorresiduos de las diferentes fuentes de materia orgánica y de las tecnologías de tratamiento (Barth, 2005), se concluyó que, la influencia de estas últimas, no es importante en comparación con la del tipo de biorresiduo compostado (Ansorena y col., 2016); sin embargo, según estos autores, al comparar la calidad del compost de biorresiduos con la del compost de biosólidos, otros trabajos (López-López y López-Fabal, 2013) han observado que la calidad del compost depende más de la eficiencia del proceso de compostaje que de los materiales de partida. En nuestro caso, dado que el proceso de compostaje se llevó a cabo en las mismas condiciones, todas las diferencias que hemos encontrado son atribuibles, principalmente, a las distintas propiedades existentes entre el lodo de depuradora y los biorresiduos.

4. Conclusiones

Los compost obtenidos con lodo de depuradora o biorresiduos, en las condiciones aquí establecidas, presentan buena calidad desde el punto de vista de la higienización, estabilidad, contenido en metales tóxicos y madurez para su uso en agricultura, pudiendo ser utilizados como enmienda o abono orgánico. Al comparar las características de ambos compost, se observaron diferencias significativas que se han atribuido, exclusivamente, a las distintas propiedades de los materiales de partida.

5. Bibliografía

Ansorena J., Batalla E., Merino D., 2016. *Evaluación de la calidad y usos del compost como componente de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos*. FRAISORO, Guipuzkoako Foru Aldundia, Guipuzkoa. https://cdn.blueberriesconsulting.com/2015/07/pdf_000304.pdf

Albuquerque J.A, González J., García D., Cegarra J., 2006. Measuring detoxification and maturity in compost made from "alperujo", the solid by product of extracting olive oil by the two phases centrifugation system. *Chemosphere*. 64, 470-477.

Barrena R., Font X., Gabarrell X., Sánchez A., 2014. Home composting versus industrial composting Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management.* 34, 1109-1116.

Barth J., 2005. Product and application differences of compost and AD-Residues based on different raw materials, treatment technologies and collection areas, Report ORG0023, Banbury, Oxon: WRAP.

BOE (Boletín Oficial del Estado), 2017. 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, 296, 119396-119450. https://www.boe.es/eli/es/rd/2017/11/24/999

Cayuela M.L., Mondini C., Sanchez-Monedero M.A., Roig A., 2008. Chemical properties and hydrolytic enzyme activities for the characterisation of two-phase olive mill wastes composting. *Bioresource Technology.* 99, 4255-4262.

Ferreira D.A., Días N., Ferreira A.K., Vasconcelos C.B, Sousa F.S., Porto V.C., Fernandes C., Vásquez M.A., 2018. Effect of organic residue compost made from household waste, plant residues and manure on the growth of lettuce. *Revista Colombiana De Ciencias Hortícolas*. 12 (2), 464-474.

Fukushima M, Yamamoto K, Ootsuka K, Komai T, Aramaki T, Ueda S, Horiya S, 2009. Effects of the maturity of wood waste compost on the structural features of humic acids. *Bioresource Technology.* 100, 791-797.

Harada Y e Inoko A., 1980. The Measurement of the Cation-Exchange Capacity of Composts for the Estimation of the Degree of Maturity. *Soil Science and Plant Nutrition*. 26:127-134.

Iranzo M., Gamón M, Boluda R., Mormeneo S., 2018. Analysis of pharmaceutical biodegradation of WWTP sludge using composting and identification of certain microorganisms involved in the process. *Science of The Total Environment*. 640–641, 840–848.

Kyriakopoulos G.L., Kapsalis V., Aravossis K., Zamparas M., Mitsikas A., 2019. Evaluating circular economy under a multi-parametric approach: A technological review. *Sustainability.* 11, 6139.

López-López, N. y López-Fabal, A. 2013. Evaluation of urban solid waste and sewage sludge composts ascComponents of growing media. *Acta Horticulturae*. 1013, 231-238.

MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), 2022. *Gobierno de España.* https://www.mapa.gob.es/es (fecha de consulta: 23/05/2022).

MITECO (Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico), 2022. *Lodos de depuración de aguas residuales*. Gobierno de España, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/lodos-depuradora/#:~:text=Seg%C3%BAn%20los%20datos%20del%20Registro,de%20estos%20lodos%20de%20depuradora (fecha de consulta: 23/05/2022).

MITECO (Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico), 2022. https://sites.google.com/gl.miteco.gob.es/estadisticas/estad%C3%ADsticas-de-energ%C3%ADa?authuser=0 (fecha de consulta: 23/05/2022).

Munsell, 2009. Munsell Soil-Color Charts. Munsell color.

Roca-Pérez L., Martínez C., Marcilla P., Boluda R., 2009. Composting rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil–plant system. *Chemosphere*. 75(6), 781-787.

Sánchez-Monedero M.A., Roig A., Paredes C., Bernal M.P., 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology.* 78, 301-308.

UE (Diario Oficial de la Unión Europea), 2019. Reglamento UE del Parlamento Europeo y del Consejo de 5 de junio de 2019 https://www.boe.es/doue/2019/170/L00001-00114.pdf

6. Agradecimientos

Este estudio ha sido subvencionado por la Agència Valenciana de la Innovació-GVA, Proyecto CAPMAM-INNEST/2020/73.

CaMPuSTAJE. ESCUELA VIVENCIAL DE COMPOSTAJE COMUNITARIO DE BIORRESIDUOS MUNICIPALES PARA LA TRANSICIÓN SOCIAL HACIA LA ECONOMÍA CIRCULAR

Inazio Irigoien [1,2], Joseba Sanchez Arizmendiarrieta [1,2,3], Julio Muro [1], Asier Ruiz [1], Ramón Plana [2,4], Beatriz Soret [1]

[1] Universidad Pública Navarra. Natxo.irigoien@unavarra.es
[2] Fertile Auro (FeA) fearesiduos@gmail.com
[3] Luar Ingurumena
[4] Consultoría Ambiental en Gestión de Residuos – www.maestrocompostador.es

Resumen: La economía circular promueve el tratamiento de los biorresiduos en el entorno donde se producen, principalmente mediante compostaje, minimizando su recogida y transporte y pudiendo generar importantes sinergias sociales, ambientales y económicas. Una de las claves del éxito de estos sistemas de tratamiento es que las personas que los gestionan tengan una capacitación teórica y práctica para que el proceso de compostaje se desarrolle de una manera eficaz, segura e inocua. El *Campustaje* es un proyecto por medio del que se ha instalado y puesto en marcha una escuela de capacitación práctica para el tratamiento *in situ* de los biorresiduos mediante el compostaje a pequeña escala en módulos de compostaje comunitario ubicados junto a las cocinas del comedor de la Universidad Pública de Navarra (UPNA). En esta instalación se enseña a transformar en fertilizantes orgánicos los biorresiduos generados en el edificio de comedores de la UPNA. Es una herramienta para el aprendizaje práctico con gran potencial y demanda. En sus primeros meses de funcionamiento ya se ha empleado para el aprendizaje en títulos de Grado y Máster de la UPNA y formaciones dirigidas a distintos colectivos externos a la UPNA (profesorado de Red Escuelas Sostenibles, técnicos de Mancomunidades gestoras de residuos municipales y de empresas sociales implicadas en gestión medioambiental). El *Campustaje* se enmarca en un proyecto más amplio denominado "*Arrosadia Living Lab*" que persigue transformar el campus de Arrosadia en un aula transversal vivencial para ser motor de la transición de la sociedad navarra hacia un modelo de economía circular.

Palabras clave: Biorresiduos, Compost, Economía Circular, Compostaje Comunitario, Educación Ambiental, Aprendizaje y Servicio.

1. Introducción

Los nuevos objetivos de reciclaje de biorresiduos, o residuos orgánicos municipales, de la Unión Europea (European Council 2018) hacen necesario emplear nuevos sistemas y herramientas que permitan superar los insuficientes resultados de reciclaje alcanzados hasta ahora en muchas zonas de Europa (Eurostat 2017). En este sentido el compostaje comunitario (CC) es un sistema de gestión de residuos sin recogida, en el que los propios usuarios depositan directamente sus biorresiduos en una compostadora de al menos 800 litros que es habitualmente utilizada por un gran generador o por varios vecinos de manera compartida. Este sistema, con diversas versiones, ha demostrado ser eficaz ayudando a alcanzar esos objetivo de forma barata, segura y además, creando empleo local (Arizmendiarrieta y col., 2016; Storino y col., 2018, Mato y Villar, 2019). Para el correcto desarrollo de estas iniciativas es imprescindible que las personas gestoras del área de compostaje tengan una capacitación técnica adecuada para garantizar el correcto desarrollo del proceso. Por ello existen distintas iniciativas para capacitar a personas en el compostaje a pequeña escala ; Irigoien y col., 2019). El objetivo de este trabajo es implantar en la UPNA un sistema de gestión descentralizado de residuos que sirva como herramienta para la capacitación en CC y así contribuir a la difusión de la Economía Circular.

2. Material y Métodos

2.1. Cuantificación y caracterización de los residuos generados en el comedor.

La UPNA dispone de un servicio centralizado de comedor con más de 400 plazas, una cafetería y una cocina industrial. En 41 días al azar entre septiembre de 2019 y marzo 2020 más de 20 personas voluntarias participaron en el pesado de las distintas fracciones de residuos generados

en el edificio (orgánica, resto, envases, papel y cartón). A su vez, en tres días diferentes se caracterizó el contenido de las bolsas de fracción resto siguiendo la norma UNE –EN 14899:2007

2.2. Compostaje in situ de residuos

En agosto de 2019 se instaló, a 6 metros del cuarto de basuras del edificio de comedores de la UPNA, un punto de compostaje modular de 6 módulos de 1.000 litros (Figura 1). En estos módulos, los biorresiduos mezclados con restos de poda se compostan la totalidad de los tipos de biorresiduos generados en el comedor en lotes dinámicos: restos vegetales, de carne y pescado, materiales crudos, cocinados, cítricos, papeles sucios, etc. Para la correcta separación de los residuos se realizó un taller formativo con las personas que trabajan en cocina, comedor y cafetería.

Un grupo de personas voluntarias pesó y retiró los residuos del cuarto de basuras del edificio portándolos a los módulos de compostaje de las esquinas y mezclándolos con restos de poda del campus en una proporción volumétrica (1,5:1). Una vez lleno un compostador, su contenido se transfiriere a un módulo central donde se mezcla con el contenido del módulo opuesto (trasvase). Al menos una vez a la semana el mismo personal voluntario realizó las tareas de seguimiento (airear y regar) y monitorización (nivel de llenado, temperatura, humedad e incidencias) siguiendo las pautas de la Guía de Compostaje Comunitario de FeA (Asociación Fertile Auro, 2019). Además, para reforzar el funcionamiento del sistema, la UPNA becó a un estudiante para garantizar la supervisión y seguimiento del proceso cuando los voluntarios no lo hacían.

Figura 1. Área de compostaje en el campus, información (código QR) e imagen del curso de capacitación.

2.3. Capacitación para el compostaje comunitario

Entre septiembre y noviembre de 2019 se realizó un curso de capacitación teórico práctico de 3 ECTS dirigido al alumnado de la UPNA con el objeto de formarlo y conseguir su implicación en la gestión del compostaje. Esta iniciativa se incluyó en el proyecto "*Arrosadia Living Lab"*.

3. Resultados y Discusión

3.1. Residuos generados

La cantidad media de residuos generada fue de 88 kg/día, con picos máximos de hasta 120 kg/día.

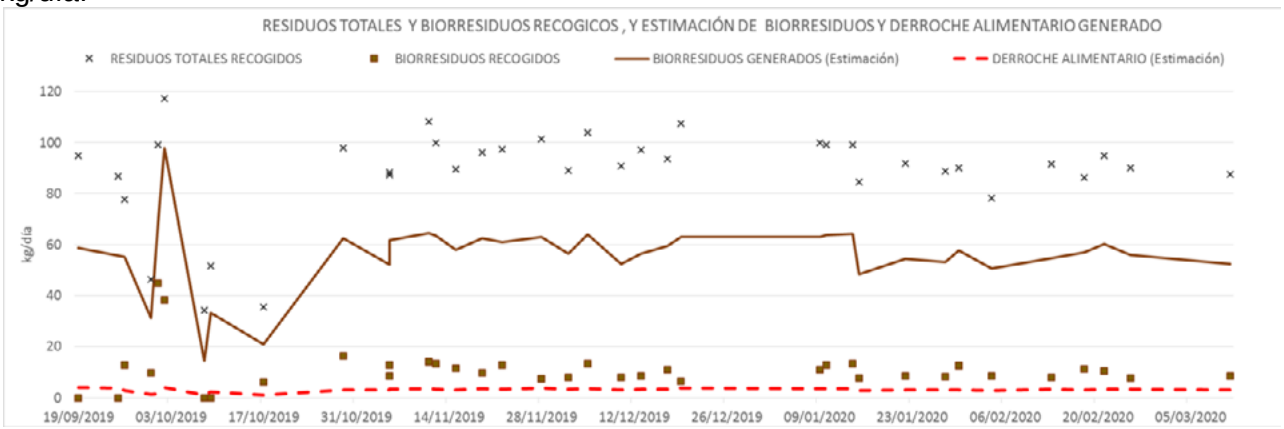


Figura 2. Residuos totales y biorresiduos recogidos y estimaciones del derroche alimentario y de los biorresiduos totales generados.

La fracción mayoritaria fue la orgánica o biorresiduos (63%), seguida de envases ligeros (19%) y papel y cartón (17%), mientras que la presencia de vidrio fue anecdótica. Únicamente el 1% de los residuos no correspondía con ninguna de las anteriores categorías y estaba constituido mayoritariamente por residuos especiales. Aparte, en el comedor se generan otros residuos no estudiados: aceite, electrodomésticos, fluorescentes, palets, etc. Cada día se generan de media 56 kg/día de biorresiduos de los cuales según las caracterizaciones realizadas, el 6,2% sería desperdicio alimentario. La generación fue homogénea a lo largo de la semana y del año (Figura 2). Suponiendo que el comedor presta su servicio 160 días durante el curso académico, a partir de estos datos, se estima que durante un curso académico se generan 8.976 kg de biorresiduos /curso. Sin embargo, actualmente sólo el 12% se está separando correctamente.

3.2. El compostaje

Se comenzó la puesta en marcha del proyecto de forma progresiva. Durante los primeros meses se aportaron biorresiduos únicamente una vez a la semana y a partir de enero se aumentó el ritmo de llenado hasta 4 veces a la semana. Cuando la cantidad de biorresiduos separada correctamente en el edificio de comedores era insuficiente se complementó con residuos de otro comedor del Campus con mayor experiencia en la separación de biorresiduos de cocina y comedor. En la Figura 3 se presentan los datos de los tres primeros lotes de funcionamiento (septiembre, enero y febrero).

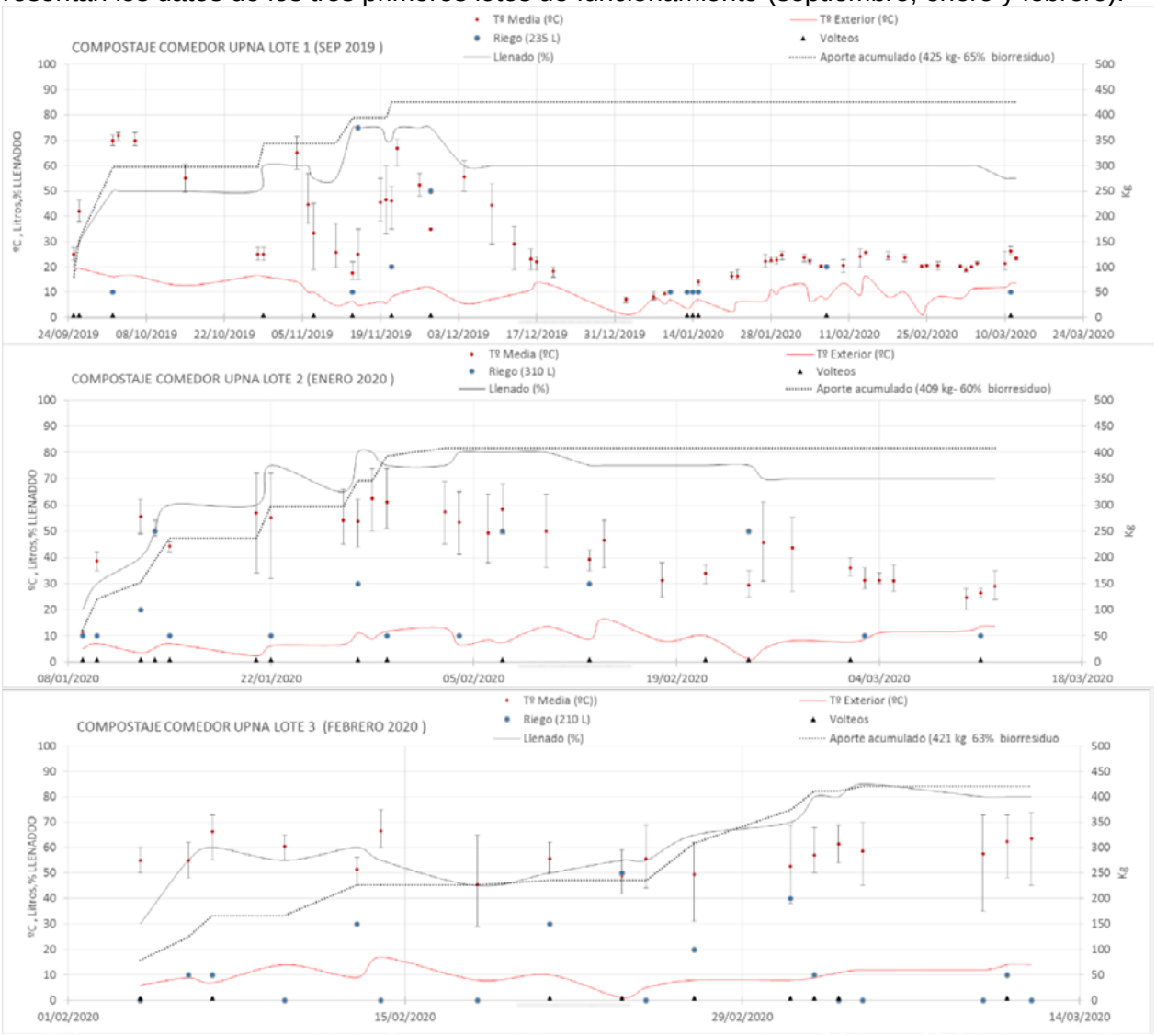


Figura 3. Evolución de temperatura, nivel de llenado, aportes y actuaciones realizadas por lotes.

En ningún caso, ninguna compostera se llenó a más de un 85 % de su capacidad. Por término medio, en cada lote se gestionaron 260 kg de biorresiduos y 160 kg de restos de poda. Esta cantidad se distribuyó de media en 7 aportes de 38 kg, aunque puntualmente llegaron a aportarse hasta 70 kg. Cabe destacar el correcto

funcionamiento del proceso. Todos los lotes presentaron fases termófilas muy intensas y duraderas manteniéndose temperaturas superiores a 55ºC durante más de un mes y superiores a 65ºC durante al menos dos semanas. En cuanto al manejo, los resultados preliminares indican que en menos de tres meses el compost ya no presenta capacidad de incrementar su temperatura por encima de 30 ºC, aun cuando se voltea y corrige su humedad, lo que indica que el proceso podría considerarse finalizado. Sin embargo, en estos lotes iniciales se han realizado una post-maduración mediante vermicompostaje. Los resultados de estos lotes permiten asegurar que, con el manejo actual, la instalación podría gestionar al año más de 6.000 kg de biorresiduos y 3.600 kg de restos de poda. Para el seguimiento y monitorización del proceso se ha requerido una dedicación de personal aproximada de 2 horas semanales.

3.3. Capacitación para el compostaje comunitario

En el título propio de la UPNA, en colaboración con FeA, "Capacitación para el Compostaje Comunitario" se preinscribieron 35 personas y se seleccionaron 21 (9 mujeres y 12 hombres) siendo el 43% menores de 29 años. La valoración global del curso por parte del alumnado obtuvo una puntuación de 9,0 en una escala de 1 a 10. Además, la instalación se ha utilizado en asignaturas del Grado de Ingeniería Agroalimentaria y del Medio Rural, del Máster de Agrobiología Ambiental, así como para otra formación dirigida a profesorado del programa de Compostaje Escolar de la Mancomunidad de la Comarca de Pamplona.

El proyecto ha tenido buena aceptación por la comunidad universitaria, no habiendo habido ninguna queja, y ha sido presentado en dos congresos de Aprendizaje y Servicio y en un "*webinar*" de *ZeroWaste Europe* sobre gestión de residuos. Por último, ha tenido bastante repercusión en medios de comunicación autonómicos y ha recibido el apoyo expreso del equipo rectoral.

4. Conclusiones

En el edificio de comedores de la UPNA se generan anualmente más de 8.900 kg de biorresiduos de los cuales, actualmente, algo más de 1.000 kg/año son correctamente separados en origen.

En el centro del Campus, junto al comedor, se ha instalado y puesto en marcha un punto de compostaje comunitario para tratar los restos orgánicos generados con una capacidad de gestionar anualmente más de 6.000 kg de biorresiduos y 3.600 kg de podas. El sistema funciona exitosamente, está integrado en el Campus y es aceptado y valorado por la comunidad universitaria.

El sistema ha demostrado su potencial para capacitar muy satisfactoriamente a personas en la práctica del compostaje comunitario. Además, esta herramienta es muy versátil para el desarrollo de actividades de aprendizaje dirigidas tanto a alumnado de la UPNA (Grados y Másteres), como a otros grupos de interés externos de la UPNA (Profesorado no universitario, Técnicos municipales y de empresas sociales, etc.).

5. Bibliografía

Arizmendiarrieta J.S., Plana R., Iso A., Irigoyen I., 2016. Decentralised composting as an organic waste management. Case study in Leintz-Gatzaga (Gipuzkoa). Proceedings of the International Solid Waste Association World Congress 36–51.

Asociación Fertile Auro, 2019. Guía Práctica para la implementación del compostaje comunitario como alternativa para la gestión local de los biorresiduos. Fertile Auro. Retrieved (https://sites.google.com/view/fearesiduos/).

Bureau, Sanitation and Waste Prevention, 2020. The NYC K-12 School RRResource Guide. edited by NYC.

European Council. 2018. Directive (EU) 2018/851 Amending Directive 2008/98/EC on Waste. Official Journal of the European Union L150:109–40.

Eurostat, 2017. Eurostat - Statistics Explained 2017. Glossary: Renewable Energy Sources.

Irigoien I., Arizmendiarrieta J.S., Muro J., Oreja A., Ayape E., Cia J., Plana R., 2019. Pilot project on circular bio-economy of organic wastes at local scale with social and training di-. Pp. 3–4 in ISWA 2019. Bilbao: ISWA.

Mato S., Pérez-Losada C., Martínez-Abraldes M., Villar I., 2019. Towards the Recycling of Bio- Waste: The Case of Pontevedra, Spain (REVITALIZA) Interchopen

Storino F., Plana R., Baztan M., Morales D., Irigoyen I., 2018. Integration of a Communal Henhouse and Community Composter to Increase Motivation in Recycling Programs: Overview of a Three-Year Pilot Experience in Noáin (Spain). Sustainability (Switzerland) 10(3).

DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LOS SUBPRODUCTOS OBTENIDOS TRAS LA DESTILACIÓN DE PLANTAS AROMÁTICAS

Beatriz Molinuevo-Salces, Berta Riaño, Óscar González-López, Silvia Pérez-Magariño, M Carmen Asensio-S.-Manzanera, María Cruz García-González

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL). Ctra. La Coruña, km. 119. Finca Zamadueñas. 47071, Valladolid, España. ita-molsalbe@itacyl.es (B. Molinuevo-Salces)

Resumen: La producción anual de aceite esencial de *Salvia lavandulifolia* y *Lavandula latifolia* es de 50 a 100 t/año, generando una importante cantidad de subproductos orgánicos. La digestión anaerobia se presenta como una tecnología óptima para la valorización energética de estos subproductos. Sin embargo, estos cultivos contienen una serie de metabolitos secundarios que pueden afectar al proceso biológico de digestión anaerobia. El objetivo de este estudio es evaluar el potencial metanogénico de los subproductos obtenidos tras la destilación de la mejorana, la salvia y el espliego y el efecto de los metabolitos secundarios de estas plantas en la actividad bacteriana durante la digestión anaerobia. Se obtuvieron cuatro fracciones tras la extracción de los aceites esenciales mediante hidrodestilación: el aceite esencial, el hidrolato, la fracción líquida (FL) y la fracción sólida (FS). Se analizó la producción metanogénica de la FL y la FS para las tres especies estudiadas, obteniéndose valores en el rango de 300-350 mL CH_4 g sólido volátil $(SV)^{-1}$ para la fracción líquida. Para la fracción sólida, los valores fueron de 153, 256 y 154 mL CH_4 g SV^{-1} para mejorana, espliego y salvia, respectivamente. No se observó inhibición de la digestión anaerobia por metabolitos secundarios en ningún caso. Este estudio demuestra que la digestión anaerobia es una tecnología apropiada para la valorización energética de los subproductos obtenidos de la destilación de plantas aromáticas, potenciando la viabilidad económica de la industria de los aceites esenciales.

Palabras clave: Plantas aromáticas, Aceites esenciales, Digestión Anaerobia, Biogás.

1. Introducción

La producción anual internacional de los aceites esenciales de *Salvia lavandulifolia* y *Lavandula latifolia* está en torno a 50-100 t al año (Lubbe y Verpoorte, 2011), no existen datos en el caso de *Tymus mastichina* ya que este aceite esencial solo se produce en España y es una recolección silvestre. Estos aceites esenciales tienen un elevado valor en el mercado, ya que se utilizan en diversas industrias como perfumería, aromaterapia, cosmética, fitoterapia y conservación de alimentos. Sin embargo, solo representan alrededor del 1,5% del peso de la planta de la que se obtienen, lo que implica la generación de gran cantidad de subproductos orgánicos durante su producción. Si estos subproductos no se gestionan adecuadamente podrían suponer un problema para el medio ambiente. La digestión anaerobia se presenta como una tecnología óptima para la valorización energética de estos subproductos. Las plantas aromáticas utilizadas para la producción de aceites esenciales contienen metabolitos secundarios que podrían afectar al proceso biológico de digestión anaerobia. El efecto de estos metabolitos secundarios sobre las bacterias productoras de metano se ha estudiado ampliamente para reducir la formación de este gas en el estómago de rumiantes (Bodas y col., 2012; Medjekal y col., 2017). Sin embargo, existen muy pocos estudios relacionados con el efecto de estos metabolitos en la digestión anaerobia. El objetivo de este estudio es evaluar el potencial metanogénico de los subproductos obtenidos tras la destilación de la mejorana, el espliego y la salvia española y el efecto de los metabolitos secundarios de estas plantas en la actividad bacteriana durante la digestión anaerobia.

2. Material y Métodos

Se evaluaron tres especies de plantas aromáticas: *Thymus mastichina* (Mejorana, T), *Lavandula latifolia* (Espliego, L) y *Salvia lavandulifolia* (Salvia española, S). La extracción de los aceites esenciales se realizó mediante hidrodestilación en un destilador de 65 litros, a partir de

aproximadamente 1 kg de planta seca y 9 litros de agua. Se calcularon los rendimientos del proceso de extracción en peso fresco para las distintas fracciones obtenidas: aceite esencial (EO), hidrolato (H), subproducto líquido (FL) y subproducto sólido (FS). La composición química de los aceites esenciales se determinó mediante cromatografía de gases y espectrometría de masas. La determinación del potencial metanogénico del material vegetal seco previo a la destilación y de las distintas fracciones se llevaron a cabo en botellas con un volumen de 0,57 L. Se estudiaron 9 sustratos: mejorana seca, espliego seco, salvia seca, T-FL, T-FS, L-FL, L-FS, S-FL y S-FS. Estos ensayos se llevaron a cabo en triplicado usando el método descrito por Molinuevo-Salces y col. (2013). El tiempo de incubación fue de 67 días para los subproductos líquidos y de 102 días para los subproductos sólidos. La composición del biogás generado se analizó una vez por semana por cromatografía de gases (Agilent 7890A). El rendimiento en metano se calculó en mililitros de CH_4 por gramo de sólido volátil (SV) añadido.

3. Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se presenta el balance de materia para las distintas fracciones obtenidas tras la hidrodestilación de los aceites esenciales. Los aceites esenciales representaron un porcentaje inferior al 0,19% del peso fresco inicial de destilación en todos los casos. El subproducto líquido (FL) representó el 78% del peso fresco inicial para la mejorana y la salvia y el 66% del peso fresco inicial para el espliego. El subproducto sólido (FS) representó el 20% del peso fresco inicial para la mejorana y la salvia y un 33% del peso fresco inicial para el espliego.

Tabla 1. Balance de materia para la destilación de las plantas aromáticas. Los valores están expresados en porcentaje de peso fresco y se refieren a una única extracción.

	Mejorana *Thymus mastichina*	Espliego *Lavandula latifolia*	Salvia española *Salvia lavandulifolia*
FL	78,35	66,06	78,51
FS	20,65	32,63	20,14
Hidrolato	0,74	1,14	0,91
Aceite esencial	0,19	0,12	0,16
Pérdidas	0,07	0,05	0,28

La Tabla 2 presenta la composición química de los aceites esenciales obtenidos. Aunque esta composición depende en gran medida de la población y de las condiciones ambientales (Méndez-Tovar y col., 2016), se observa que en el caso de la mejorana, el eucaliptol fue el compuesto mayoritario, con un 55% del total. Para el espliego, el eucaliptol y el linalol representaron el 42% y el 25% del total, respectivamente. Y para la salvia, el eucaliptol y el alcanfor fueron los compuestos mayoritarios, con un 37% y un 11% del total, respectivamente.

Tabla 2. Compuestos mayoritarios de los aceites esenciales.

	Mejorana *Thymus mastichina*	Espliego *Lavandula latifolia*	Salvia española *Salvia lavandulifolia*
β-pineno	<5,00	<5,00	9,08
Eucaliptol	54,68	42,47	36,83
Linalol	8,63	24,55	n.d.
Alcanfor	n.d.	8,38	11,06
Borneol	<5,00	<5,00	5,28

α-terpineol	5,71	<5,00	<5,00

*Sólo se muestran los compuestos con un porcentaje superior al 5%. n.d.: no detectado.

Respecto a la producción metanogénica, no se detectó inhibición de la actividad bacteriana en ninguno de los ensayos. Los subproductos líquidos presentaron rendimientos de metano altos, en el rango de 300-350 mL CH_4 g SV^{-1} (Fig. 1), para las tres plantas estudiadas, lo que indica la elevada concentración de compuestos altamente biodegradables en estos subproductos líquidos. En el caso de las plantas secas previas a la destilación y los subproductos sólidos, los rendimientos de metano fueron menores. Para los subproductos sólidos se obtuvieron valores de 153, 256 y 154 mL CH_4 g SV^{-1} para T-FS, L-FS y S-FS, respectivamente. Estos valores fueron similares a los obtenidos para las plantas secas previas a la destilación (196, 236 y 165 mL CH_4 g SV^{-1} para mejorana, espliego y salvia, respectivamente) (Fig. 1).

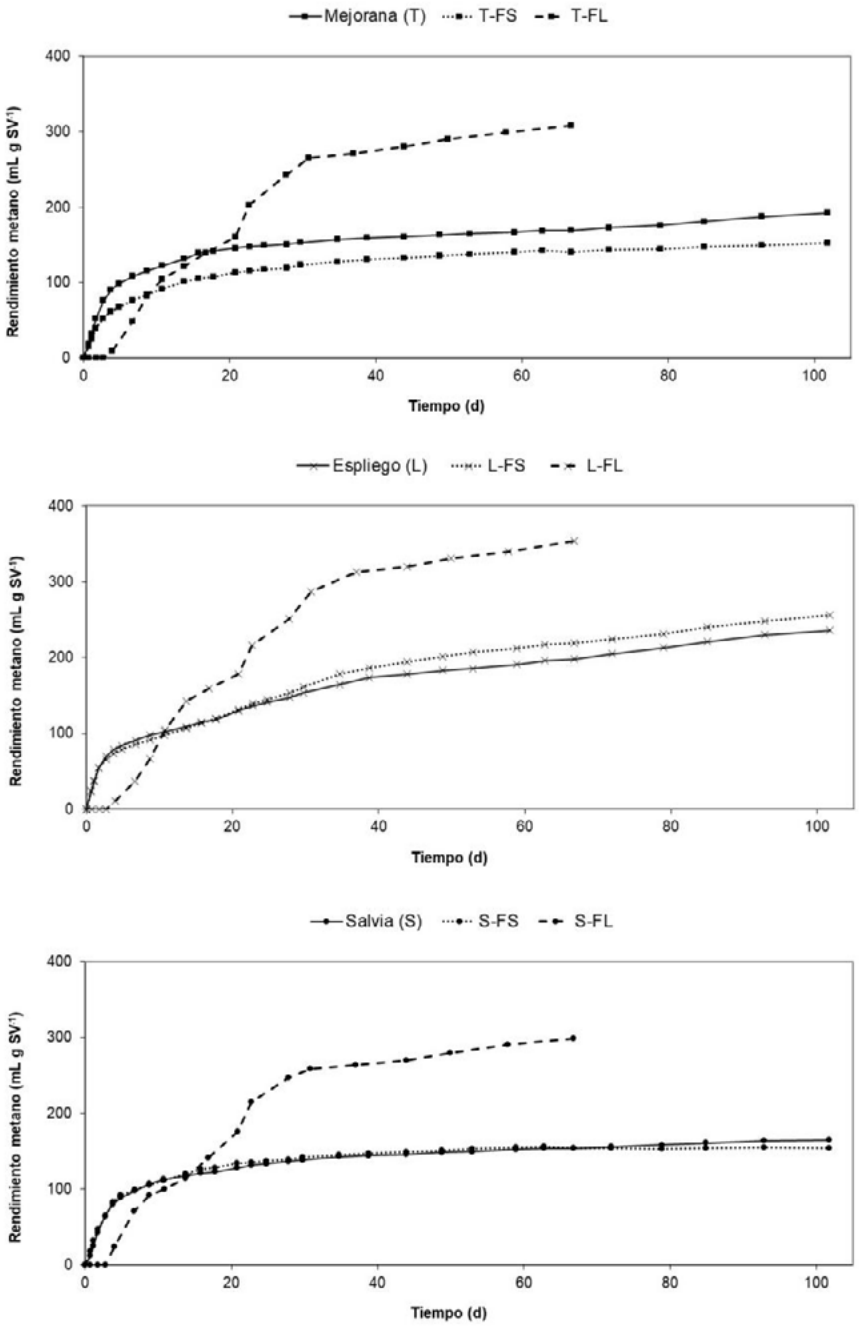


Figura 1. Potencial de metano acumulado de las plantas secas previas a la destilación y de los distintos subproductos de la destilación.

4. Conclusiones

Este estudio demuestra que la digestión anaerobia es una tecnología apropiada para la valorización energética de los subproductos obtenidos de la destilación de plantas aromáticas de la familia *Lamiaceae*, potenciando la viabilidad económica de la industria de los aceites esenciales.

5. Bibliografía

Bodas R., Prieto N., García-González R., Andrés S., Giráldez F.J., López, S., 2012. Manipulation of rumen fermentation and methane production with plant secondary metabolites. Anim. Feed Sci. Tech.,176 (1-4), 78-93.

Lubbe A., Verpoorte R., 2011. Cultivation of medicinal and aromatic plants for specialty industrial materials. Ind. Crops Prod. 34, 785–801.

Molinuevo-Salces B., Gómez X., Morán A., García-González M.C., 2013. Anaerobic co-digestion of livestock and vegetable processing wastes: Fibre degradation and digestate stability. Waste Manage. 33:6, 1332-1338.

Medjekal S., Bodas R., Bousseboua H., López, S., 2017. Evaluation of three medicinal plants for methane production potential, fiber digestion and rumen fermentation in vitro. Energy Procedia, 119, 632-641.

Méndez-Tovar I., Novak J., Sponza S., Herrero B., Asensio-S-Manzanera, M.C., 2016. Variability in essential oil composition of wild populations of Labiatae species collected in Spain. Ind. Crops Prod. 79, 18-28

6. Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el proyecto RTA 2017-00031-C04-03 y por la ayuda para investigadores Ramón y Cajal RYC2020-029030-I/AEI.

OPTIMIZACIÓN DE PROCESOS DE COMPOSTAJE ENTRE FRACCIÓN SÓLIDA DE PURÍN PORCINO Y ALPERUJO A NIVEL INDUSTRIAL

Juan Aviñó Calero[1,2], Ernesto Santateresa[2], Ana García[1], Mª Ángeles Bustamante[1], Javier Andreu[1], Cristina Álvarez[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Luciano Orden[1], Raul Moral[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2. 03312-Orihuela (Alicante).
[2]Sociedad de Fomento Agrícola Castellonense S.A. (FACSA). C/ Mayor 82-84, 12001 Castellón de la Plana (Castellón).
Correo electrónico: juan.avino@facsa.com

Resumen: El presente trabajo se centró en la evolución de procesos de compostaje ternarios con formulaciones diferentes de la fracción sólida de purín porcino, alperujo y restos de poda, desarrollado a escala industrial en la Planta de Tratamiento de Purines de la localidad de Todolella, en la provincia de Castellón. La fase bioxidativa del proceso de compostaje se realizó en tres pilas de compostaje diferentes dentro de la misma trinchera durante un periodo de 62 días con volteos semanales. La posterior etapa de maduración se desarrolló en el interior de big bags de 1m^3 de volumen durante 30 días. La evaluación de la evolución del proceso de compostaje permitió obtener conclusiones y comparar el proceso en función de las diferentes concentraciones de cada materia prima utilizada. Se controlaron la temperatura de cada una de las 3 pilas y la ambiental durante todo el proceso. Se han analizado las materias primas empleadas, la mezcla inicial y 4 muestras durante el proceso bioxidativo, así como a los 30 días de maduración, controlando las condiciones de exotermia durante el proceso y analizando los parámetros pH, conductividad eléctrica (CE), humedad, densidad aparente (Dap), materia orgánica total (MOT), carbono orgánico total (COT), contenido en macronutrientes (N, P, K) y metales pesados (Cu y Zn). En todos los compost se obtuvieron valores de MOT y N-P-K de alto valor agronómico, además de la reducción de Cu y Zn, cumpliendo especificaciones de la normativa española referente a productos fertilizantes.

Palabras clave: compost, control proceso, valor fertilizante, valorización de residuos, economía circular.

1. Introducción

La zona interior norte de la provincia de Castellón cuenta con un número muy significativo de explotaciones ganaderas de tipo porcino, en las que existe una gran dificultad para la gestión del purín, donde se generan 76.327 toneladas s.m.s. al año, principalmente en la Comarca de Els Ports de Morella, donde se encuentra la Planta de Tratamiento de Purines de Todolella, donde se generan 21.708 ton m.s./año de purín porcino. Por otro lado, la Comarca del Bajo Maestrazgo cuenta con la mayor producción oleica de la Comunidad Valenciana, con numerosas almazaras, de muy diverso tipo, y en las que se hace cada vez más complicada y cara la gestión del alperujo generado (21.974 t m.s./año). En este trabajo se ha querido unir ambos residuos (alperujo y purín deshidratado) mediante el co-compostaje avanzado a escala industrial, con el fin de generar un producto final compostado de calidad, y al mismo tiempo dar una salida circular a este tipo de residuos de la zona norte de la provincia de Castellón que sirva de punto de partida para una solución duradera, sostenible y eficaz a la problemática que se genera por el uso de este tipo de residuos en aplicación agrícola directa y sin un tratamiento previo adecuado. Adicionalmente, los procesos de co-compostaje pretenden conseguir la mejora en la calidad fertilizante de los compost al incluir alperujo como fuente de K en el compost final, también analizándose la evolución en la concentración de Cu y Zn en el compost final, como aspecto limitante en este tipo de composts derivados de estiércoles porcinos.

2. Material y Métodos

Se plantearon 3 procesos de compostaje ternarios utilizando como ingredientes la fracción sólida de purín (FSP), alperujo (ALP) y restos vegetales de poda (RVP), mediante compostaje

en trinchera con volteadora automática (dimensiones de las pilas 10x2,4x1,5m) en uno de los túneles del interior de la nave de compostaje de la Planta de Tratamiento de Purines de Todolella. Los composición e ingredientes de las pilas se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Ingredientes de los procesos en % s.m.f. (A) y sus principales propiedades (B).

(A) Proceso de compostaje	FSP	ALP	RVP
Pila 1 GVA-259	60	20	20
Pila 2 GVA-260	50	30	20
Pila 3 GVA-261	40	40	20
(B) Propiedades			
Densidad (kg/l) s.m.f.	0,466	0,714	0,155
Humedad (%) s.m.f.	42,5	57,2	20.6
pH*	6,7	8,2	6,9
Cond. Eléctrica, CE (dS/m)*	6,0	2,0	2,7
Materia org. total, MOT (%) s.m.s.	66,8	57,1	76,2
Carbono org. total, COT (%) s.m.s.	35,3	32,3	41,1
Nitrógeno total, Nt (%) s.m.s.	2,4	2,3	1,0
Relación COT/Nt	14,6	14,2	42,2
P (g/kg) s.m.s.	24,6	23,9	1,2
K (g/kg) s.m.s.	18,4	28,8	9,0
Na (g/kg) s.m.s.	4,2	3,1	0,8
Cu (mg/kg) s.m.s.	198,30	196,0	9,9
Zn (mg/kg) s.m.s.	1.449	1278	37
Polifenoles hidrosol. (mg/kg) s.m.s.	1.857	3.330	1.945

*Sobre extracto con relación p:v de 1:10

En las 3 pilas se estableció una estrategia de oxigenación mediante volteos semanales con la volteadora automática que puede ser vehiculada por los carriles superiores del túnel. La temperatura fue controlada mediante sonda de temperatura de medición rápida a una profundidad de 30 centímetros. El riego se automatizó para mantener las pilas en un rango de humedad de 50-60%. El proceso de volteo automatizado hace que la fase bioxidativa dure 62 días, dejando la masa en maduración 30 días más fuera del túnel de compostaje. Se analizaron diferentes parámetros físicos, fisicoquímicos, químicos y biológicos tanto durante el proceso de compostaje como del producto final: pH, CE, MOT, COT, N, P, K, Cu y Zn, siguiendo los métodos descritos por Bustamante et al. (2008). Se verificó también la higienización de los materiales (Coliformes totales y fecales, enterococos intestinales, *Clostridium perfringens*, *Listeria y Salmonella*). En todos los casos se cumplieron los requisitos del Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes

3. Resultados y Discusión

3.1 Proceso

De la temperatura de las 3 pilas durante el proceso (Tabla 2) se puede extraer que la fase termófila (T^a>40ºC) es de larga duración, observándose que la pila 3 obtiene valores de temperatura y un EXI^2 mayores que la 1 y la 2. Esto induce a pensar que una mayor concentración de alperujo en la mezcla proporciona una mejor exotermia a la mezcla. El Índice Exotérmico (EXI^2) es un valor que nos indica la intensidad de la fase termófila del proceso de compostaje. Este valor se puede interpretar como la energía que emite el proceso, siendo mejor cuanto más alta es. En la fase bioxidativa, las 3 pilas presentan un proceso ascendente, encontrándose los valores más altos de forma directamente proporcional al contenido de alperujo (Figura 1). Por otro lado, los datos térmicos nos indican que las 3 pilas de compostaje cumplieron con al menos uno de los 4 criterios de higienización del Reglamento (UE) 2019/1009 por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE.

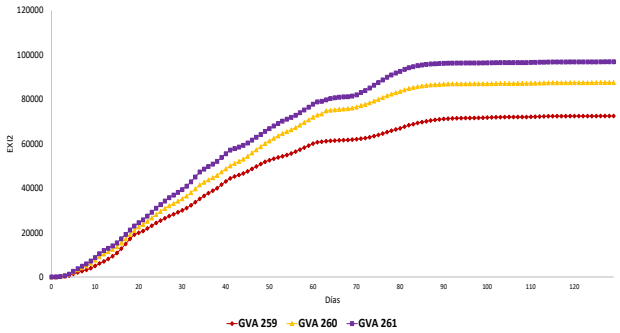


Figura 1. Comparativa de EXI2 en las tres pilas.

Tabla 2. Evolución de los índices de seguimiento térmico del proceso bioxidativo

Parámetro	GVA 259	GVA 260	GVA 261
Dfb	62	62	62
Dfb>40/50/60ºC	58/49/5	60/57/12	59/56/21
Tªmáx/med/mín	66/51/19	65/54/19	68/55/19
EXI^2 ($ºC^2$)	72.480	87.583	96.914

Dfb: días de fase bioxidativa.

Durante el proceso de compostaje, la materia orgánica disminuyó en las tres pilas, siendo este descenso inversamente proporcional al contenido de ALP, esto podría ser debido a la mayor biodegradabilidad de la FSP, junto con la presencia en el ALP de mayores contenidos de polifenoles hidrosolubles (lípidos e hidrocarburos aromáticos policíclicos) más refractarios a la biodegradación. En lo referente al pH, las 3 pilas experimentaron una disminución del mismo en los primeros 15 días, para luego aumentar su valor y estabilizarse al final de la fase bioxidativa, obteniendo los valores más altos a los 45 días de proceso. La CE disminuyó en las 3 pilas durante los primeros 45 días de proceso, para luego aumentar ligeramente al final del mismo. Esto podría relacionarse con las humectaciones realizadas y el efecto de lavado por lixiviación (se realizaron 4 riegos para mantener la humedad objetivo en los días 19, 34, 41 y 48 de proceso) así como por la dinámica de mineralización y volatilización de ciertas especies como NH_4. El contenido en N aumentó en todas las pilas siendo menos pronunciado en la pila con mayor concentración de alperujo. La relación C/N disminuyó durante toda la fase bioxidativa, siendo su reducción directamente proporcional al contenido en ALP de las pilas, implicando en su evolución pérdidas significativas de N.

3.2 Producto

Los resultados analíticos del compost obtenido pueden observarse en la Tabla 3.

Tabla 3. Resultados analíticos del compost tras 30 días de maduración

Pila	pH	CE	MOT	Pérdida -MOT	C/N	N	P	K	Cu	Zn
		dS/m	%	%		%	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg
1 (GVA-259)	7,01a	5,63b	63,7b	30,9b	14,1a	2,38a	2,77a	18,2a	185a	968b
2 (GVA-260)	7,16b	5,27a	64,8b	24,8a	15,4b	2,16a	2,60a	18,4a	133a	783a
3 (GVA-261)	7,19b	5,10a	62,2a	29,0b	15,1b	2,12a	2,61a	18,9a	133a	770a
F-ANOVA	**14 ****	**40 *****	**14 ****	**8,8***	**8,2 ***	**2,3 *ns***	**2,4 *ns***	**0,8 *ns***	**6 ***	**16 ****

*,**,***: Significancia de *P*>0.05, 0.01, 0.001 respectivamente. Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas p<0.05 (Test de Tukey).

Los compost obtenidos tienen valores de pH que se encuentran en el intervalo 6-8.5, considerado adecuado para el uso en agricultura (Hogg et al. 2002). La CE es inversamente proporcional al contenido de alperujo en la mezcla inicial como consecuencia del efecto de dilución que provoca, no obstante, todos los compost tuvieron valores por encima de 5 dS/m, con lo que su aplicación podría estar limitada en algunos cultivos. La pérdida de MOT (P-MOT) es más acusada en las pilas 1 y 3, siendo la 1 en la que se observa una mayor mineralización, posiblemente por la mayor concentración de FSP, con más componentes orgánicos lábiles que el ALP. La menor degradación de la MO en la pila 2 podría deberse a que se debe alargar su fase bioxidativa. Esta teoría se refuerza también al observar que su relación C/N es la mayor de las 3 pilas. A nivel fertilizante, los contenidos de NPK son muy similares, teniendo mayores

valores de N y P la pila 1, como consecuencia de la mayor concentración de FSP en la mezcla inicial, mientras que los valores de K son mayores en la pila 3, con mayor concentración inicial de ALP, importante fuente de K. Como se manifiesta en los perfiles térmicos, se ha producido una higienización total en el sistema. Finalmente, el contenido de Zn y Cu aumenta durante todo el proceso en porcentaje, pero la formulación de estas mezclas permite reducir de inicio la presencia de estos metales, por lo que se consigue un mejor compost a nivel medioambiental y de nutrientes. El valor de estos compost teniendo en cuenta unidades fertilizantes estaría en 71.4€/t, 67.2 y 67.2 para GVA-259 GVA-260 y GVA-261 respectivamente (Vico et al. 2018).

4. Conclusiones

En este estudio se ha podido comprobar que el compostaje ternario de la FSP-ALP-RVP no solo es viable, sino que puede aportar un valor extra al compost y aumentar su calidad. Según los datos obtenidos, los procesos ternarios propuestos permiten desarrollar procesos exotérmicos eficientes incluyendo una adecuada higienización en todos los casos. La FSP parece favorecer la velocidad de mineralización de la MOT durante la fase bioxidativa, mientras que el ALP mejora la exotermia, pudiendo servir como catalizador para la mezcla. Agronómicamente, los 3 composts obtenidos tienen valores de NPK muy similares (2.2-0.6-2.2 N-P2O5-K2O), y presentan ciertas diferencias en cuanto al potencial aporte de MOT al suelo, siendo el compost GVA-260 el que más aporta. Se observa que una mayor concentración de FSP en la mezcla inicial aumenta el contenido final de MOT, COT, N y P, mientras que, si aumentamos la concentración de ALP en la mezcla, aumenta la concentración final de K. Por otro lado, cuanto más ALP se añade a la mezcla inicial, se obtienen valores inferiores de CE, Zn y Cu en el compost, posiblemente debido a un efecto de dilución. A nivel normativo, los resultados obtenidos situarían a los composts GVA-260 y GVA-261 en la categoría C del RD 506/2013 de 28 de junio, sobre productos fertilizantes (Zn<1000 mg/kg y Cu<400 mg/kg), entrando además en la Categoría Funcional de Productos 1 (A)(I): Abono Orgánico Sólido del anteriormente citado Reglamento (UE) 2019/1009, a nivel de macronutrientes, COT, metales pesados e higienización. El compost GVA-259 excede en el parámetro de Zn en la legislación europea, con lo que no se podría considerar como abono UE. En base a sus propiedades, podríamos concluir que el mejor compost para venta es el GVA-260 (30%ALP 50%FSP 20%RVP).

5. Bibliografía

Bustamante M. A., Moral R., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moreno-Caselles J., Pérez-Murcia M.D. 2008. Agrochemical characterisation of the solid by-products and residues from the winery and distillery industry. *Waste Management.* 28, 372-380.

Hogg D., Barth J., Favoino E., Centemero M., Caimi V., Amlinger F., Devliegher W., Brinton W., Antler S., 2002. Comparison of Compost Standards within the EU, North America and Australia. The Waste and Resources Programme (WRAP), Oxon.

The World Bank Data Catalog. https://datacatalog.worldbank.org/home. (Fecha consulta: 19/05/2022)

Real Decreto 506/2013 de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. https://www.boe.es/buscar/pdf/2013/BOE-A-2013-7540-consolidado.pdf. (Fecha consulta:20/05/2022)

REGLAMENTO (UE) 2019/1009 DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 5 de junio de 2019 por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE y se modifican los Reglamentos (CE) n.º 1069/2009 y (CE) n.º 1107/2009 y se deroga el Reglamento (CE) n.º 2003/2003. https://www.boe.es/doue/2019/170/L00001-00114.pdf (fecha consulta:20/05/2022).

Vico A., Pérez-Murcia M. D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F. C., Sáez J. A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moral R. 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.

6. Agradecimientos

Al Proyecto Agrocompostaje de la Generalitat Valenciana, a la UMH por la ayuda concedida a Juan Aviñó dentro del programa de doctorado industrial y a la empresa FACSA.

INFLUENCIA DE DIFERENTES ESCENARIOS DE APLICACIÓN DE ENMIENDA ORGÁNICA SOBRE LA PRODUCCIÓN Y CALIDAD DE LOS FRUTOS EN MANDARINOS VARIEDAD ORONULES

María Martínez-Pomares[1], Silvia Sánchez-Méndez[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Mª Ángeles Bustamante [1], F. Javier Andreu [1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Xavier Barber[3], José A. Sáez[1], Luciano Orden[2], Pilar Legua[1], Aurelia Pérez-Espinosa[1], y Raúl Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Miguel Hernández University, Carretera de Beniel, km 3.2, Orihuela, 03312 Alicante, Spain

[2]Estación Experimental Agropecuaria, INTA Ascasubi, Ruta 3 km 794, Hilario Ascasubi 8142, Buenos Aires, Argentina

[3]Universidad Miguel Hernández, Centro de Investigación Operativa, Elche 03202, Spain

e-mail: maria.martinez252@alu.umh.es

La zona del sureste español se caracteriza por tener un clima semiárido donde la pluviometría es escasa, estando en regadío todo su sector agrícola. Esto junto al bajo contenido de materia orgánica en sus suelos hace esencial el estudio del aporte de materia orgánica exógena y el control de riego para optimizar los recursos agronómicos. En este trabajo se ha realizado un estudio comparativo del potencial efecto de tres tipos de enmienda orgánica a distintas dosis de aplicación y una reducción del riego sobre una plantación de mandarina variedad Oronules situada en Orihuela (Alicante). Los tratamientos de fertilización orgánica fueron: i) compost binario a base de lodo EDAR + poda de jardinería urbana (29,8% de lodo y 70,2% poda s.m.f.), ii) estiércol de vaca de Cuenca (ESTC) y iii) estiércol de vaca de Murcia (ESTM). Los tres tratamientos fueron aplicados a dosis: 20 y 40 t/ha s.m.f. En cada uno de esos escenarios fertilizantes se han aplicado además una reducción del riego al 25% (D25) y 50% (D50). Se han incluido además tratamiento control sin enmienda y sin reducción del riego. Cada tratamiento se ha desarrollado por triplicado en subparcelas incluyendo 5 árboles. Tras la cosecha de la mandarina se determinó la producción de los árboles (rendimiento, nº de frutos) y los parámetros de calidad del fruto (peso, calibre, espesor de la corteza, sólidos solubles y acidez).

Palabras clave: Déficit hídrico, estiércol, cítricos, zumo

1. Introducción

La escasez de agua del sureste español junto al escenario de cambio climático, hace que los recursos hídricos sean un bien de suma importancia en el manejo agrícola por lo que hay intentar optimizar el uso de este recurso. Además, el escaso contenido natural en materia orgánica de nuestros suelos hace que sea necesario el empleo de enmiendas orgánicas, para una mejora de la fertilidad global del suelo. El aporte de material orgánico exógeno aumenta los macro y micronutrientes del suelo (Golabi y col., 2004; Moinard y col., 2021), además la densidad aparente (Athira y col., 2019), disminuye en suelos enmendados; debido a la mezcla de materia orgánica (que es más ligera) con la fracción mineral del suelo y conlleva una mejora de la porosidad del suelo.

Con este trabajo se pretende estudiar e intentar obtener conclusiones que mejoren el manejo agronómico de una finca del sureste español, a través del estudio de los distintos tipos de enmiendas orgánicas junto con la variable riego, tras analizar su efecto sobre la cosecha y calidad de la mandarina.

2. Material y Métodos

Este ensayo de campo se realizó en la finca San Onofre de Orihuela (Alicante), en una parcela de mandarinos variedad Oronules. El ensayó comenzó con la aplicación de las enmiendas orgánicas en diciembre de 2020. El suelo control es fuertemente calizo, con conductividad eléctrica elevada (1,98 dS m^{-1}), pH 8,04 básico, color 10YR 3/6 y materia orgánica muy baja (0,69 %). La clasificación edafológica de la zona es de tipo Aridisol Calciorthid, (MAAMA, 2014), de textura franco-limosa.

Las enmiendas orgánicas fueron: i) compost binario (C) a base de lodo EDAR + poda de jardinería urbana (29,8% de lodo y 70,2% poda s.m.f.), ii) estiércol de vaca de Cuenca (ESTC) y iii) estiércol de vaca de Murcia (ESTM), distinguiéndose entre sí por su contenido salino y de materia orgánica como parámetros más destacables. Los tres tratamientos fueron aplicados a dosis: 20 y 40 t/ha s.m.f. En cada uno de esos escenarios fertilizantes se han aplicado además una reducción del riego al 25% (D25) y 50% (D50). Se han incluido además tratamiento control sin enmienda y sin reducción del riego. Cada tratamiento se ha desarrollado por triplicado en subparcelas, incluyendo 5 árboles. En la Tabla 1, se muestra las características de las enmiendas orgánicas empleadas en este ensayo de campo, siendo todas de carácter básico y conductividad elevadas especialmente ambos estiércoles.

Tabla 1. Características de las enmiendas orgánicas empleadas.

Parámetro	C	ESTC	ESTM
pH	7,35	7,80	8,10
CE (dS m^{-1})	2,92	5,70	7,60
MOT (%)	21,9	51,9	66,6
C/N	13,0	15,3	14,9
N (%)	1,46	2,0	2,5
P (%)	0,45	0,53	0,4
K (%)	0,72	2,03	2,21
Ca (%)	17,1	6,8	5,0
Mg (%)	1,67	0,7	0,7
Na (%)	0,15	0,39	0,56
Fe (mg kg^{-1})	10433	5824	2958
Cu (mg kg^{-1})	47	99	41
Mn (mg kg^{-1})	244	264	237
Zn (mg kg^{-1})	128	288	268
Polifenoles (mg kg^{-1})	875	2043	1972
IG (%)	88	-	-

MOT: Materia Orgánica Total. CE: Conductividad eléctrica IG: Índice de Germinación

2.1. Muestreo y métodos analíticos del fruto

El muestreo se realizó en octubre de 2021. Se cosecharon todos los frutos de los árboles de cada tratamiento para poder determinar el rendimiento en peso y el número de frutos de cada árbol. De cada tratamiento cosechado se seleccionaron posteriormente 20 frutos para la posterior determinación de los parámetros de calidad en laboratorio.

Para el rendimiento se calculó el rendimiento del árbol (nº frutos/árbol), contando los frutos producidos por árbol, y el rendimiento en peso (kg fruto/árbol) donde todos los frutos del árbol se pesaron con una balanza en campo.

También se analizaron los parámetros físico-químicos de los 20 frutos seleccionados de cada tratamiento en laboratorio: peso (kg) en balanza, diámetro y espesor medidos con calibre. Una vez medido las características físicas del fruto, se exprimió éste para obtener el zumo y se midieron los sólidos solubles (º Brix) con un refractómetro (Atago Pocket PAL 1) y la acidez (g/ml) medida con un valorador automático (Tritino plus 877) con agitador (801 Stirrer).

2.2. Métodos estadísticos

El análisis estadístico estuvo basado en un análisis de la varianza GLM-Univariante, que permitió evaluar el efecto de las variables consideradas: riego, fertilización y dosis. Cuando la F-ANOVA mostró significación, se realizó el contraste post-hoc Tukey-b, a P= 95%. Previamente al ANOVA, se evaluaron la normalidad y homogeneidad de las varianzas utilizando los test de Shapiro-Wilk y Levene. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa informático Infostat v2021.

3. Resultados y Discusión

Tras la cosecha comercial de la mandarina se determinaron, los siguientes parámetros que se muestran en la siguiente tabla (Tabla 2) con datos referentes a la calidad del fruto y rendimiento: peso, nº de frutos, calibre, espesor de la corteza (0º y 180º) y acidez. La producción de los árboles (rendimiento) y los SS (sólidos solubles) se muestran en la Fig. 1.

Tabla 2. Parámetros de calidad de fruto de la mandarina según los tratamientos.

Variable	Tratamiento	Peso fruto (g)	Nº (frutos árbol $^{-1}$)	Calibre (mm)	Esp 0° corteza (mm)	Esp 180° corteza (mm)	Acidez (g L^{-1})
Riego	D0	90,2 b	388 b	57,1 b	2,94 b	2,86 b	9,1 a
	D25	87,3 a	300 a	56,5 ab	2,75 ab	2,74 ab	11,8 a
	D50	84,6 ab	299 a	55,7 a	2,51 a	2,60 a	20,0 b
	F-anova	*3,20 **	*7,14***	*3,76 **	*7,39 ****	*3,54 **	*11,67 ****
Fertilización	CONTROL	83,9 a	343 a	56,1 a	2,71 a	2,92 a	9,7 a
	ESTC	90,4 a	352 a	57,2 a	2,89 a	2,68 a	12,4 a
	ESTM	87,5 a	341 a	55,9 a	2,62 a	2,69 a	16,2 a
	COMPOST	85,9 a	287a	56,4 a	2,72 a	2,74 a	13,1 a
	F-anova	*2,03 ns*	*1,74ns*	*1,90 ns*	*1,87 ns*	*1,45 ns*	*1,16 ns*
Dosis	0	83,9 a	343 a	56,1 a	2,71 a	2,92 a	9,7 a
	20	91,4 b	300 a	57,0 a	2,72 a	2,69 a	14,5 a
	40	84,5 a	354 a	55,9 a	2,78 a	2,71 a	13,2 a
	F-anova	*7,72 ****	*2,47ns*	*2,95 ns*	*0,22 ns*	*2,01 ns*	*0,92 ns*

Para las variables fertilización y dosis no hay diferencias significativas entre los distintos tratamientos para ninguna de los parámetros analizados, salvo para el peso del fruto que se produjo un aumento significativo, aunque no de modo proporcional a la dosis enmendada. Sin embargo, se observa influencia significativa para todos los parámetros con la variable riego, siendo muy importante para el rendimiento (ver Fig. 1), tanto en peso de frutos como en número de frutos por árbol (Tabla 2), donde se puede ver como el déficit de riego supone un descenso en la cosecha, aunque no de modo proporcional a la dosis, por lo que esta conclusión es importante de cara a la gestión eficiente del riego en la finca. Además, respecto a la calidad del fruto se observa un descenso en el peso del fruto con el descenso del riego, que se corresponde con un menor calibre y menor espesor de la corteza.

Respecto a la calidad del zumo de la mandarina, el parámetro sólidos solubles aumenta de manera muy significativa con la reducción del riego, así como la acidez, especialmente en la restricción más alta de riego D50. Este efecto del aumento de los SS con la restricción del riego se encontró también en ensayos de cítricos de otros autores como Nagaz y col. (2020) y Mossad y col. (2020). Sin embargo, en otros ensayos de Sánchez-Méndez y col. (2021) con naranja no se observó este efecto de aumento de los SS con la reducción del riego ni el de aumento de la acidez.

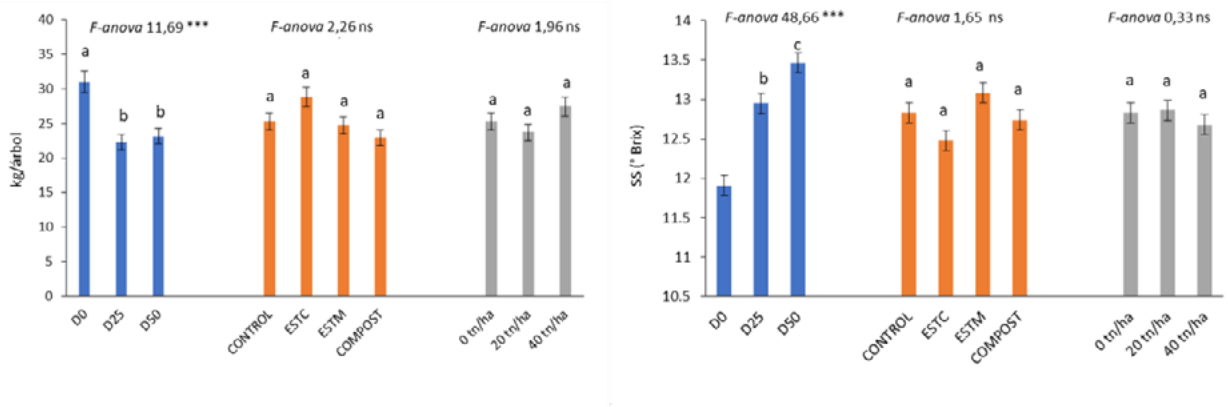


Figura 1. Rendimiento y sólidos solubles en mandarino en función de las variables riego, tipo enmienda y dosis aplicada.

4. Conclusiones

De las variables estudiadas, la única que muestra diferencias significativas tanto en todos los parámetros físicos como en el rendimiento y calidad del fruto es el riego, especialmente importante en el descenso del rendimiento del mandarino, aunque no de modo proporcional al descenso del riego. En el zumo de la mandarina se observa un aumento significativo de sólidos solubles y de la acidez con la restricción del riego.

5. Bibliografía

Athira, M., Jagadeeswaran, R.,Kumaraperumal, R., 2019. Influence of soil organic matter on bulk density in Coimbatore soils. *International Journal of Chemical Studies* 7(3), 3520-3523.

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente., 2014. Caracterización Climática de las Comarcas Agrarias de España. Tomo 5: Provincia de Alicante. Madrid.

Moinard, V., Levavasseur, F., Houot, S., 2021. Resources, Conservation & Recycling Current and potential recycling of exogenous organic matter as fertilizers and amendments in a French peri-urban territory. *Resources, Conservation & Recycling,* 169 (February),105523. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105523

Mossad A., Farina V., Bianco R. Lo., 2020. Fruit yield and quality of “Valencia” orange trees under long-term partial rootzone drying. *Agronomy* 10 (2), 1–16. https://doi.org/10.3390/agronomy10020164

Nagaz K., El Mokh F., Ben Hassen N., Masmoudi, M. M., Ben Mechlia, N., Baba Sy, M. O., Belkheiri, O., Ghiglieri, G., 2020. Impact of Deficit Irrigation on Yield and Fruit Quality of Orange Trees (Citrus Sinensis, L. Osbeck, CV. Meski Maltaise) in Southern Tunisia. *Irrigation and Drainage* 69 (S1), 186 -193. https://doi.org/10.1002/ird.2201

Sánchez Méndez S., Martínez Sabater E., Pérez Espinosa A., Moral Herrero R. Sáez Tovar J.A., 2021. Efecto sobre la calidad del fruto del naranjo Navel v. Chislett Summer empleando varias opciones de manejo agronómico en una finca del sureste español. En: García Martínez S. y Serrano Mula M. (Eds). Libro de Actas del II Congreso Universitario en Innovación y Sostenibilidad Agroalimentaria (CUISA).Ed. UMH, Elche, pp. 330-338.

VALORIZACIÓN AMBIENTALMENTE SOSTENIBLE DE RESIDUOS DEL SECTOR PRIMARIO MEDIANTE COMPOSTAJE

Crisitna Álvarez-Alonso[1*], Mª Ángeles Bustamante[1], Carlos Gómez[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Ana García-Rández[1], Vicente Blay[1], Ignacio Irigoien[2], Marga López[3], Raúl Moral[1], Mª Dolores Perez-Murcia[1]

[1]CIAGRO, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel, Km 3.2, 03312 Orihuela, Alicante.
[2] Dpto. de Agronomía, Biotecnología y Alimentación UPNA- Universidad Pública de Navarra, 31006, Pamplona, Navarra.
[3] Dpto. d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia (DEAB), Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Universitat Politècnica de Catalunya (UPC). Esteve Terradas, 8, 08860 Castelldefels, Barcelona
**email: cristina.alvareza@umh.es*

Resumen: En los últimos años, el desarrollo mundial ha incrementado la producción de residuos del sector primario que, aun teniendo un gran potencial de aprovechamiento, presentan problemas para su adecuada gestión asociados a las malas prácticas habituales, a sus peculiares características, volumen de producción, dispersión geográfica y estacionalidad. La gestión ambientalmente sostenible de este tipo de residuos es uno de los retos de la sociedad actual cuyo objetivo es la reducción del impacto ambiental y económico derivado de una mala gestión. Por ello, el compostaje como método de gestión y valorización de residuos agrícolas y ganaderos, no solo nos permite obtener un producto final con alto valor añadido capaz de mejorar las propiedades edáficas de nuestros suelos, sino que nos permite reducir el impacto ambiental derivado de una mala gestión. El objetivo de este estudio es realizar una valorización ambientalmente sostenible de residuos del sector primario mediante compostaje. Para ello, se prepararon tres mezclas de estiércol vacuno y restos agrícolas y se controlaron los parámetros indicativos del proceso de compostaje con la finalidad de obtener un producto final higienizado, estable, altamente humificado, libre de patógenos y con propiedades físico-químicas y biológicas que otorguen un valor añadido al compost final.

Palabras clave: residuos orgánicos, estiércol vacuno, valorización de residuos, valor añadido, compost.

1. Introducción

El desarrollo de la sociedad en los últimos años ha incrementado la producción de residuos del sector primario, lo cual no solo es perjudicial para el medioambiente, sino que supone una fuente de recursos desperdiciada (Xie y col., 2019), compuesta en su mayoría por materiales vegetales y subproductos con potencial de aprovechamiento. La naturaleza de este tipo de residuos unida a las malas prácticas habituales del sector, su gran volumen de producción, estacionalidad y dispersión geográfica suponen dificultades para su adecuada gestión (Assandri y col., 2021), generando un gran reto para la sociedad actual que pretende reducir su impacto tanto ambiental como económico.

El compostaje, como método de gestión de residuos agrícolas y ganaderos, evita los impactos ambientales derivados de una gestión inadecuada, reduce el peso y volumen de los residuos orgánicos, introduce materiales considerados residuos en el ciclo de economía circular definiéndolos como nuevos recursos y nos permite obtener un producto final estable denominado compost con alto valor añadido, ausencia de fitotoxicidad, libre de patógenos y rico en nutrientes que ayudan a mantener y mejorar la fertilidad y calidad de los suelos (Assandri y col., 2021).

El objetivo de este estudio es realizar una valorización ambientalmente sostenible de residuos del sector primario mediante compostaje, preparando tres mezclas de estiércol vacuno y restos agrícolas y controlando los parámetros indicativos del proceso de compostaje con la finalidad de obtener un producto final higienizado, estable, altamente humificado, libre de patógenos y con propiedades físico-químicas y biológicas que otorguen un valor añadido al compost final.

2. Material y Métodos

Se prepararon tres pilas de co-compostaje de estiércol de ganado vacuno de edad comprendida entre 9 y 15 meses y paja de cebada y otros cereales, procedentes de COWVET centro de cría de ganado vacuno situado en Titaguas (Valencia). Las principales características de los materiales iniciales se muestran en la Tabla 1. El estiércol vacuno presentó alta densidad y humedad, así como pH básico y altos contenidos en N, mientras la paja mostró baja densidad y humedad y un alto contenido en MO.

Tabla 1: Caracterización de los materiales iniciales y cantidad de residuos tratados.

	Estiércol Vacuno	Paja cereal
Densidad aparente (kg L^{-1})	1,033	0,042
Humedad (%)	74,1	24
pH	8,9	7,8
Cond. eléctrica (dS m^{-1})	4,4	7,1
Materia org. total, MOT (%)	68,2	88,4
Carbono org. total, C_{OT} (%)	38,4	40
Nitrógeno total, N_T (%)	2,6	1,9
Relación C_{OT}/N_T	14,9	24,8
P (%)	0.4	0.2
K (%)	1.9	2.7
Na (%)	0.2	0.2
Cu (mg kg^{-1})	22,6	13,1
Zn (mg kg^{-1})	112,6	74,9
Cr (mg kg^{-1})	22,6	13,1
Cd (mg kg^{-1})	0,1	0,1
Ni (mg kg^{-1})	6,3	4,4
Pb (mg kg^{-1})	2,5	2,3

Para la formación de las pilas 1 y 2 se utilizaron 9250 kg de estiércol y 450 kg de paja, mientras la pila 3 fue formada con 10000 kg de estiércol y 450 kg de paja. Las dimensiones de las pilas fueron 5 x 2 x 1,7 m (largo x alto x ancho), las cuales se voltearon y regaron periódicamente. La duración de la fase bio-oxidativa del proceso fue 106 días para las 3 pilas estudiadas y se dejaron madurar durante un mes. La evolución del proceso de compostaje se controló tomando cuatro muestras en diferentes fases: en el momento de formación de la pila (M1), durante la fase termófila (M2), al final de la fase bio-oxidativa (M3) y en la madurez (M4). Tanto en los materiales iniciales como en el resto de muestras se determinaron sus parámetros físico-químicos, químicos y biológicos de acuerdo con los métodos descritos por Vico y col. (2018) y se realizó el test de autocalentamiento (Brinton y col., 1995).

3. Resultados y Discusión

La Tabla 2 muestra las características térmicas del proceso. Todas las pilas mostraron un rápido aumento de la temperatura durante los primeros días del proceso alcanzando temperaturas superiores a los 60ºC en pocos días. Las 3 pilas presentaron temperaturas superiores a 55ºC durante 60 días en la Pila 1, 59 días en la Pila 2 y 58 en la Pila 3, demostrando una alta exotermia, como indica el índice EXI^2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente) (Vico y col., 2018). Todas las pilas

cumplieron con los requisitos del Reglamento UE 2019/1009 que garantiza la higienización de la masa de compostaje.

Tabla 2: Caracterización de los materiales iniciales y cantidad de residuos tratados.

Parámetros térmicos	Pila 1	Pila 2	Pila 3
Nº Días >40ºC	80	81	79
Nº Días >50ºC	80	79	66
Nº Días >60ºC	37	41	46
Temperatura máxima	67	71	67
Temperatura promedio	43,3	42,6	40,8
Días Bio-oxidativo	106	106	106
Nº días >40ºC/Bio-oxidativa	0,755	0,764	0,745
EXI^2 Acumulado	200304	208113	197190
Ratio EXI^2/Nº días Bio-oxidativa	1890	1963	1860

En la Tabla 3 observamos la evolución de los distintos parámetros a lo largo del proceso. El pH disminuyó ligeramente en las 3 pilas al igual que la CE, disminución seguramente debida a los riegos aplicados en abundancia o a la lluvia al realizarse el tratamiento al aire libre (Paredes y col., 2001). La concentración de MO también descendió durante el proceso en las tres pilas, sobre todo en las primeras etapas, al igual que la relación COT/NT, con valores finales por debajo de 20, valor máximo establecido por Moreno y col. (2015) para compost maduros. En cambio, las cantidades de P y K permanecieron prácticamente constantes en las 3 pilas.

Tabla 3: Evolución de los parámetros físico-químicos y químicos durante el proceso (s.m.s).

Fases compostaje	Humedad %	DA kg l^{-1}	pH	CE dS m^{-1}	Na g kg^{-1}	MOT %	COT/NT	NT %	K_2O %	P_2O_5 %
Pila 1: 60% estiércol vacuno + 40% paja										
M1-Inicial	67,2	0,423	8,6	4,6	1,4	65,1	17,5	2,0	2,0	0,8
M2-Termófila	68,7	0,580	8,8	4,4	1,6	50,8	14,1	2,2	2,3	1,0
M3-Fin bio-ox.	39,2	0,667	7,7	4,4	1,8	37,6	10,9	2,5	2,6	1,1
M4-Madurez	40,9	0,698	8,3	3,9	1,2	36,0	10,8	1,9	2,0	0,9
Pila 2: 60% estiércol vacuno + 40% paja										
M1-Inicial	65,6	0,324	8,6	5,1	1,5	68,2	17,1	2,1	2,2	0,9
M2-Termófila	58,9	0,432	8,6	5,1	1,6	53,5	15,6	2,1	2,3	0,9
M3-Fin bio-ox.	40,6	0,619	8,3	3,5	1,6	31,8	11,6	1,8	2,4	0,8
M4-Madurez	44,7	0,598	8,1	4,1	1,3	31,4	11,2	1,7	2,2	0,9
Pila 3: 62% estiércol vacuno + 38% paja										
M1-Inicial	67,9	0,372	8,8	4,8	1,4	68,8	17,2	2,2	1,9	0,8
M2-Termófila	66,1	0,506	9,0	4,0	1,2	51,4	14,1	2,0	1,9	0,7
M3-Fin bio-ox.	34,4	0,506	8,2	3,9	1,7	36,0	11,8	2,3	2,4	0,9
M4-Madurez	34,6	0,430	8,4	3,8	1,4	33,9	11,6	1,8	2,1	0,9

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

Todos los compost mostraron una adecuada madurez y estabilidad, con ausencia de fitotoxicidad (IG> 50%), así como mayor cantidad de ácidos húmicos frente a fúlvicos (Cha/Chf>1,6) y grado V según el test de autocalentamiento (Brinton y col. 1995) (Tabla 4).

Tabla 4: Parámetros de madurez y estabilidad del compost.

	Índice de Germinación %	Ácidos Húmicos %	Ácidos Fúlvicos %	Grado de estabilidad Térmica (Brinton y col., 1995)
Pila 1	109	3,49	1,61	V, Estable
Pila 2	80	3,58	1,69	V, Estable
Pila 3	100	4,16	1,99	V, Estable

Los compost maduros estudiados no implican riesgos ambientales ni sanitarios, al mostrar valores en metales pesados analizados y microorganismos inferiores (ausencia de Salmonella y < 1000 NMP *E. coli*) a los marcados por el RD 506/2013, sobre productos fertilizantes, pudiendo clasificarse como productos fertilizantes de Clase A (Tabla 5).

Tabla 5: Riesgos ambientales y sanitarios de los compost maduros.

	Cd	Ni	Cu	Zn	Cr	Pb	*Salmonella* / 25g	*E. coli* (NMP/g)
Pila 1	0,2	11,8	25,0	135	41,1	11,8	Ausencia	<3
Pila 2	0,2	12,6	24,9	122	43,4	13,1	Ausencia	<3
Pila 3	0,2	10,7	24,4	114	38,0	11,7	Ausencia	23

4. Conclusiones

El compostaje como tratamiento de los residuos procedentes del sector primario se muestra como un método de gestión y valorización ambientalmente sostenible, no solo al evitar la gestión mediante técnicas menos sostenibles, sino porque además ayuda a completar el ciclo de economía circular al utilizar estos residuos como nuevos recursos. Las mezclas estudiadas permitieron obtener un producto final de calidad agronómica, higienizado, con buenas características físico-químicas y biológicas, así como una adecuada madurez y estabilidad.

5. Bibliografía

Assandri D., Pampuro N., Zara G., Cavallo E., Budroni M. 2020. Suitability of Composting Process for the Disposal and Valorization of Brewer's Spent Grain. *Agriculture*. 11, 2.

Brinton W.F., Evans E., Droffner M.L., Brinton R.B. 1995. A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle*. 36.

Moreno J., Moral R., García-Morales J.L., Pascual J.A., Bernal M.P. 2015. *De residuo a recurso. El camino hacia la sostenibilidad. Residuos orgánicos. Residuos agroalimentarios*. Ed. Mundi Prensa, Madrid.

Paredes C., Bernal M.P., Roig A., Cegarra J. 2001. Effects of olive mil wastewater addition in composting of agroindustrial and urban wastes. *Biodegradation.* 12, 225-234.

Vico A., Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez- Espinosa A., Moral R. 2018. Valorization of date palm (Phoenix dactylifera L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *Environ Manage*. 226, 408-415.

Xie X., Gao X., Pan C., Wei Z., Zhao Y., Zhang X., Sheng L., Cao J. 2019. Assessment of multiorigin humin components evolution and influencing factors. *Agric*. *Food Chem*. 67, 4184-4192.

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada en el marco del proyecto de investigación NEOCOMP (ref. PID2020-113228RB-I00) financiado por MCIN/ AEI /10.13039/501100011033. Los autores también quieren agradecer a la empresa COWVET Gestión y Servicios Veterinarios S.L. su ayuda en este estudio.

COMPOSTAJE COMUNITARIO: VALORIZACIÓN DE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS MUNICIPALES EN EL ENTORNO DE LA ECONOMÍA CIRCULAR

María Dolores Pérez-Murcia[1], Cristina Álvarez Alonso[1], Carlos Gómez[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Enrique Agulló[1], Ana García-Rández[1], Inazio Irigoien[2], Marga López[3], Raúl Moral[1], María Ángeles Bustamante[1]

[1]CIAGRO, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312, Orihuela, Alicante.
[2] Dpto. de Agronomía, Biotecnología y Alimentación, UPNA- Universidad Pública de Navarra, 31006, Pamplona, Navarra.
[3] Dept. d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia (DEAB), Escola Superior d'Agricultura de Barcelona, Universitat Politècnica de Catalunya (UPC). Esteve Terradas, 8, 08860, Castelldefels, Barcelona.
Email: perez.murcia@umh.es

Resumen: Los modelos de gestión descentralizada de los flujos orgánicos residuales municipales están en consonancia con la nueva planificación de residuos basada en los principios de la Economía Circular propuesta por la Unión Europea. Prevenir la producción e incrementar la reutilización y el reciclaje de los residuos municipales reduce la presión sobre los recursos naturales y protege la salud humana. Los biorresiduos son el principal componente de la bolsa de residuos domésticos; por ello, la recogida separada y su tratamiento posterior diferenciado son claves para obtener un compost de calidad, con bajos niveles de impurezas, apto como enmienda de suelos o sustrato. En algunos municipios rurales de la Comunidad Valenciana se ha implantado la recogida selectiva de la fracción orgánica domiciliaria (FORS) y su compostaje junto a las podas del municipio, en áreas concretas de compostaje (islas de compostaje) gestionadas por el Consorci de Residus V5. En el municipio de Carrícola, el modelo de recogida selectiva de la FORS es puerta a puerta y en él participan unos 90 usuarios, mientras que en el municipio de Fontanars de Alforins, la FORS se recoge en el 5º contenedor, participando unos 225 usuarios. El objetivo de este trabajo fue evaluar un ciclo de compostaje comunitario en cada municipio, mediante el seguimiento del control térmico y de las características de las mezclas y caracterizar el compost final a nivel agronómico e higiénico-sanitario.

Palabras clave: Valorización, compost, residuos orgánicos domiciliarios

1. Introducción

La producción de residuos es una consecuencia natural de la urbanización, el desarrollo económico y el crecimiento de la población (Cestonaro y col., 2022). Del total de residuos sólidos municipales generados globalmente el 44% corresponde a restos de comida y residuos verdes, sin embargo, solo el 5,5% son tratados mediante compostaje y otras formas de recuperación de los residuos orgánicos (Kaza y col., 2018). La Unión Europea establece una recogida separada obligatoria de los biorresiduos en 2023. Reciclar y compostar la materia orgánica son claves para conseguir los objetivos fijados en la UE y contribuir a la creación de una economía circular y conseguir reducir la presión sobre los recursos y mejorar su uso. En este contexto el Consorci de Residus V5 (COR) ha elaborado una Estrategia de Biorresiduos que a escala rural ha supuesto la implementación de la recogida selectiva de la fracción orgánica y la puesta en marcha de zonas específicas de compostaje ubicadas en los respectivos municipios (Islas de Compostaje), financiadas por el Ministerio para la Transición Ecológica y la Diputació de València. Con esta iniciativa, el COR pretende obtener un compost de calidad utilizado por los usuarios del servicio como abono, contribuyendo así al reciclado de nutrientes y de la materia orgánica en el municipio. Adicionalmente, también ayuda a reducir la huella de carbono al disminuir la cantidad de residuos que deben gestionarse en el circuito

general y su transporte a las plantas de tratamiento, con lo que baja el consumo de combustibles y las emisiones de gases de efecto invernadero. En Carrícola la recogida de FORS es puerta a puerta y participan unos 90 usuarios y en Fontanars se deposita en el 5º contenedor y participan unos 225 usuarios. La cantidad de FORS anual tratada en materia fresca es de 156 kg/usuario en Carrícola y 112 kg/usuario en Fontanars. El objetivo de este trabajo fue evaluar un ciclo de compostaje comunitario en cada municipio, mediante el seguimiento del control térmico y de las características de las mezclas y caracterizar el compost final a nivel agronómico e higiénico-sanitario.

2. Material y Métodos

Los procesos de co-compostaje de la fracción orgánica domiciliaria recogida separadamente y de restos de poda de jardinería urbana triturada se han llevado a cabo en las instalaciones denominadas Islas de Compostaje de cada uno de los municipios. Estas instalaciones cuentan con solera de hormigón y un sistema de recogida y almacenamiento de los lixiviados. La FORS que llega a las islas se mezcla con la misma cantidad en volumen de restos de poda de jardinería urbana (1:1, v:v) para minimizar olores y lixiviados, y se deposita en composteras hasta la formación de la pila de compostaje. Las pilas tenían inicialmente unas dimensiones de 7,5x2,5x1,4 m y 12x2,8x1,2 m de largo/ancho/alto, en Carrícola y Fontanars, respectivamente. La cantidad de residuos tratados y sus características se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Cantidad de residuos tratados (s.m.f) y sus propiedades fisicoquímicas y químicas (s.m.s).

Propiedades	FORS Carrícola	Poda jardinería Carrícola	FORS Fontanars	Poda jardinería Fontanars
Peso (kg)	2195	460	8840	1656
Volumen (L)	4425	4425	16400	16400
Densidad aparente (kg L^{-1})	0,498	0,104	0,539	0,101
Humedad (%)	72,1	19,4	68,4	21,8
pH	7,7	6,4	6,5	8,9
Cond, Eléctrica (dS m^{-1})	3,3	6,5	5,5	3,3
Materia org. total, MOT (%)	62,2	73,9	68,7	77,7
Carbono org. total, C_{OT} (%)	35,0	41,5	38,9	41,1
Nitrógeno total, N_T (%)	1,4	2,1	2,4	1,0
Relación C_{OT}/N_T	25,9	20,6	16,3	41,0
P (g kg^{-1})	6,3	3,8	6,2	1,6
K (g kg^{-1})	11,0	15,9	13,1	5,9
Na (g kg^{-1})	2,5	4,3	3,7	0,4
Cobre (mg kg^{-1})	24,9	14,1	11,3	7,6
Cinc (mg kg^{-1})	39,1	35,4	39,7	24,9
Cromo (mg kg^{-1})	30,6	36,4	11,1	24,1
Cadmio (mg kg^{-1})	0,1	0,1	0,6	0,1
Níquel (mg kg^{-1})	8,6	3,5	2,6	5,3
Plomo (mg kg^{-1})	3,9	4,0	1,2	2,5

s.m.f.: sobre materia fresca; s.m.s: sobre materia seca; FORS: fracción orgánica de recogida selectiva

En ambas pilas se realizaron 5 volteos y riegos periódicos mensuales. La fase bio-oxidativa en el caso de la pila de Carrícola se desarrolló durante 128 días y en la pila de Fontanars durante 126 días. La fase de maduración fue de 1 mes. Se muestreó la FORS y la poda de cada uno de los municipios y las pilas se muestrearon en 4 ocasiones: M1, inicio del proceso; M2, fase termófila; M3, fin fase bio-oxidativa y M4, madurez. Se analizaron parámetros físico-químicos, químicos y biológicos a lo largo del proceso. También se realizó el test de autocalentamiento (Brinton y col., 1995). Para ambos procesos se calculó el índice EXI^2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente), de forma asociada a cada muestreo para poder correlacionar el perfil térmico, según Vico y col. (2018). Las FORS presentaron densidad media y humedad y MO alta, en cambio el pH fue básico en la de Carrícola y ligeramente ácido en la de Fontanars. Las

podas presentaron baja densidad y alta humedad y MO, en cambio el pH fue ligeramente ácido en la de Carrícola y básico en la de Fontanars. El contenido en metales fue bajo en todos los ingredientes.

3. Resultados y Discusión

3.1. Desarrollo del proceso

En la Tabla 2 se muestran las características térmicas de los procesos. La pila de Carrícola presentó una exotermia alta (ratio EXI^2/días f. bio-oxid 1463), durante 48 días se alcanzaron temperaturas superiores a 55 ºC, su temperatura máxima fue de 76,0 ºC. La pila de Fontanars presentó una exotermia menor (ratio EXI^2/días f. bio-oxid de 521), durante 17 días se alcanzaron temperaturas superiores a 55 ºC, su temperatura máxima fue de 70,0 ºC. Ambos procesos cumplieron con los requisitos europeos sobre higienización del compost (Reglamento UE 2019/1009), que garantizan la máxima reducción de patógenos (Storino y col., 2016).

Tabla 2. Características térmicas de los procesos.

Parámetros térmicos	Compost Carrícola	Cmpost Fontanars
Nº Días >40ºC	94	39
Nº Días >50ºC	65	18
Nº Días >60ºC	38	13
Temperatura máxima	76,0	70,0
Temperatura promedio	46,2	28,0
Días Bio-oxidativo	128	126
Nº días >40ºC/Bio-ox.	0,734	0,310
EXI^2 Acumulado	187289	65648
Ratio EXI^2/Nº días Bio-ox.	1463	521

EXI^2: sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente.

3.2. Evaluación de parámetros durante el proceso y calidad del compost final

En la Tabla 3 se muestra la evolución de distintos parámetros durante el proceso. El pH se incrementó en la pila de Fontanars y disminuyó en la de Carrícola. La conductividad eléctrica apenas varió en la pila de Fontanars y aumentó de forma notable en la de Carrícola. En ambos procesos se observó un descenso del C_{OT} evolucionando de forma similar a la MO, debido a la degradación aeróbica de compuestos orgánicos lábiles, especialmente, al principio del proceso.

Tabla 3. Evolución de parámetros físico-químicos y químicos durante el compostaje (s.m.s.).

Fases compostaje	Humedad %	DA kg/l	pH	CE dS m^{-1}	Na g/kg	MOT %	C_{OT}/N_T	N_T %	K_2O %	P_2O_5 %
Compost Carrícola: 50% vol. FORS + 50% vol. Poda jardinería										
M1-inicial	49,9	0,279	8,7	3,5	4,5	58,7	15,7	2,1	1,9	1,5
M2-termófila	34,5	0,482	8,4	4,8	4,8	48,6	16,2	1,9	1,4	1,1
M3-fin bio-oxid.	48,3	0,551	8,6	5,6	4,2	45,1	11,4	2,6	1,1	0,8
M4-madurez	28,1	0,493	8,6	5,2	3,5	40,6	12,7	1,9	1,1	0,9
Compost Fontanars de Alforins: 50% vol. FORS + 50% Vol. Poda jardinería										
M1-inicial	50,6	0,356	7,3	3,7	4,1	66,2	21,6	1,7	1,1	0,7
M2-termófila	42,8	0,425	7,7	3,8	4,8	54,1	21,8	1,8	1,4	1,1
M3-final bio	45,3	0,501	7,6	3,8	4,2	54,1	18,3	1,7	1,1	0,8
M4-madurez	45,3	0,451	8,0	3,6	3,5	49,0	17,3	1,7	1,1	0,9

DA: densidad aparente; CE; conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; C_{OT}: carbono orgánico total; N_T: nitrógeno total.

La relación C_{OT}/N_T aumentó en fase termófila y disminuyó posteriormente. La mineralización de la MO fue mayor en la pila de Fontanars con una relación C_{OT}/N_T inicial de 21, más apropiada para el proceso. En la pila de Carrícola se produjeron pérdidas de N posiblemente asociadas con la emisión de amoniaco ya que la cantidad de N en el compost pudo ser mayor a la demanda por su baja relación C_{OT}/N_T (Naher y col., 2018), también hubo pérdida de fósforo

y potasio. Los compost maduros presentaron pH básico, contenido en MO superior al mínimo establecido en la legislación para compost (MOT ≥35%), relación C_{OT}/N_T adecuada (<20), contenido en nitrógeno medio y bajo en K y P (Tabla 3). La salinidad fue más alta en el compost de Carrícola indicando limitación de uso en cultivos sensibles. El IG superior al 80% (Tabla 4) indica que ambos compost son maduros, libres de sustancias fitotóxicas (Huang y col., 2006). La mayor cantidad de carbono ácidos húmicos frente a fúlvicos (Chum/Cfulv> 1,6) también avala la madurez de los compost. El test de autocalentamiento al que se sometieron los compost maduros indicó que son estables (Brinton y col., 1995). No se derivan riesgos medioambientales de su uso (Tabla 5) ya que, según los metales pesados analizados, los compost podrían considerarse clase A. Solo el compost de Fontanars cumplen con los requisitos exigidos en la legislación respecto a microorganismos patógenos (RD 506/2013 sobre productos fertilizantes, última modificación Orden APA/104/2022, de 11 de febrero).

Tabla 4. Madurez, humificación y estabilidad de los compost.

	Índice Germinación %	Cfulv %	Chum %	Grado de estabilidad térmica[1]
Compost Carrícola	95,5	1,69	4,38	V, Estable
Compost Fontanars	102	1,73	5,49	V, Estable

Cfulv: carbono de ácidos fúlvicos; Chum: carbono de ácidos húmicos; [1]Brinton y col., 1995.

Tabla 5. Riesgos ambientales (metales en mg/kg) y sanitarios de los compost.

	Cd	Ni	Cu	Zn	Cr	Pb	Salmonella / 25g	Coliformes fecales NMP/g
Compost Carrícola	0,4	10,4	34,4	78,6	27,0	10,5	Ausencia	$2{,}40 \cdot 10^3$
Compost Fontanars	0,4	8,3	15,1	47,8	24,2	6,6	Ausencia	4,0

4. Conclusiones

Los resultados avalan que el compostaje comunitario de la FORS y los restos de poda en entornos rurales necesita de seguimiento controlado para asegurar la obtención de compost de calidad, maduros, estables e higienizados, sin riesgos medioambientales y sanitarios, para que puedan ser usados como fuente de MO y nutrientes (NPK) para los suelos, con lo que se podría contribuir a la economía circular del municipio y a la mitigación del cambio climático.

5. Bibliografía

Brinton W.F., Evans E., Droffner M.L., Brinton R.B. 1995. A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle*. 36.

Cestonaro T., Barros R.T.V., Matos A.T. Municipal composting facility: Is it possible to produce a compost that complies with legislation over time? 2022. *Environ. Technol. Innov.* 26, 102342.

Huang G.F., Wu Q.T., Wong J.W., Nagar B.B. 2006. Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresour. Technol.* 97, 1834–42.

Kaza S., Yao L., Bhada-Tata P., Van Woerden F. 2018 What a Residue 2.0: A Global 532 Snapshot of Solid Residue Management to 2050. Urban Development Series. 533 Washington: World Bank.

Naher U.A., Sarkar M.I.U., Jahan A., Biswas J.C. 2018. Composting Urban Waste, Plant Residues and Rock Phosphate: Biochemical Characterization and Evaluation of Compost Maturity. *Commun. Soil Sci.Plant Anal.* 49, 751-762.

Storino F., Arizmendiarrieta J.S., Irigoyen I., Muro J., Aparicio-Tejo P.M. 2016. Meat waste as feedstock for home composting: Effects on the process and quality of compost. *Waste Manag.* 56, 53-62.

Vico A., Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez- Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J. Environ. Manage.* 226, 408-415.

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada en el marco del proyecto de investigación NEOCOMP (ref. PID2020-113228RB-I00) financiado por MCIN/ AEI /10.13039/501100011033. Los autores también desean agradecer al Consorcio de Residuos V5-COR por su participación en este estudio.

CaMPuSTAJE-UPNA: SEGUIMIENTO DE PARÁMETROS INDICADORES DEL PROCESO Y CALIDAD DEL COMPOST FINAL

Joseba Sánchez-Arizmendiarrieta[1,2,3], Inazio Irigoien[1,2], Cristina Álvarez-Alonso[4], Mª Dolores Pérez-Murcia[4], Concepción Paredes[4], Aurelia Pérez-Espinosa[4], Encarnación Martínez-Sabater[4], Ana García-Rández[4], Ramón Plana[2,5], Marga López[6], Raúl Moral[4], Mª Ángeles Bustamante[4]

[1]Dpto. de Agronomía, Biotecnología y Alimentación UPNA-Universidad Pública de Navarra, Pamplona, 31006, Navarra.
[2]Fertile Auro (FeA) fearesiduos@gmail.com
[3] Luar Ingurumena
[4]CIAGRO, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, ctra. Beniel, Km 3.2, 03312, Orihuela, Alicante.
[5]Consultoría Ambiental en Gestión de Residuos – www.maestrocompostador.es
[6]Dept. d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia (DEAB), Escola Superior d'Agricultura de Barcelona, Universitat Politècnica de Catalunya (UPC), Esteve Terradas, 8, 08860, Castelldefels, Barcelona.
E-mail: marian.bustamante@umh.es

Resumen: En esta comunicación se presenta el seguimiento detallado de la evolución de los principales parámetros indicadores del proceso de compostaje asociados a la calidad del material final durante un ciclo de compostaje en el marco de la iniciativa CaMPuSTAJE-UPNA, así como la evaluación de la calidad del compost final obtenido. Para ello, se realizó un control del perfil térmico y la evaluación de características físicas, químicas y microbiológicas durante el desarrollo del proceso, así como una completa caracterización a nivel de calidad agronómica e higiénico-sanitaria del compost final. El adecuado desarrollo del proceso y la alta calidad del compost final obtenido a nivel agronómico, higiénico-sanitario y ambiental confirman la viabilidad de este sistema de compostaje comunitario.

Palabras clave: compostaje comunitario, biorresiduos, calidad del compost, patógenos.

1. Introducción

La gestión sostenible de los biorresiduos, principalmente restos de comida y podas, constituye en la actualidad un reto, debido al incremento en su producción, mostrando este flujo residual un papel clave debido a su alto potencial para contribuir a una economía más circular, al poder obtener a partir de ellos fertilizantes orgánicos de valor añadido como el compost. A modo de ejemplo, en la UE-28 se generan aproximadamente 88 millones de toneladas (173 kg por persona) de alimentos desperdiciados. En este sentido, en 2019 se puso en marcha en el campus de la UPNA el programa de CaMPuSTAJE para gestionar mediante compostaje comunitario los biorresiduos generados en las cocinas de dicho campus. En la gestión diaria se implican estudiantes y egresados de la UPNA con lo que se pretende potenciar el aprendizaje vivencial y la investigación aplicada en sostenibilidad y economía circular. Por tanto, el objetivo de este trabajo fue el seguimiento durante un ciclo de compostaje de parámetros indicadores del proceso (temperatura, parámetros físico-químicos y químicos), así como de calidad del compost final (parámetros de madurez, estabilidad, contenido en patógenos y en elementos potencialmente tóxicos) para evaluar la viabilidad de este sistema de compostaje comunitario para la gestión de los biorresiduos del campus de la UPNA y la obtención de un compost de calidad.

2. Material y Métodos

Para el desarrollo del proceso de compostaje, el cual se realizó en el punto de compostaje modular constituido por 6 módulos de 1.000 litros de capacidad situado en el campus de

Arrosadia de la Universidad Pública de Navarra (UPNA), se mezclaron los biorresiduos procedentes del comedor cercano a dicho punto junto con restos de poda de invierno del propio campus, constituida principalmente por restos de arce. Las principales características de estos residuos se muestran en la Tabla 1. El procedimiento consistió básicamente en el pesado y mezcla en uno de los módulos de dichos residuos en una proporción volumétrica (1,5:1), utilizando en este ciclo aproximadamente 838 kg de biorresiduo y 230 kg de resto de poda (respecto a materia fresca). Cuando un módulo estuvo completo (no más del 85%), el contenido se trasfirió a un módulo central donde se mezcló con el contenido del módulo opuesto (trasvase). Durante el proceso se realizó un seguimiento de la aireación (mediante volteos) y del riego, controlando a su vez los aspectos establecidos (nivel de llenado, temperatura, humedad e incidencias) en la Guía de Compostaje Comunitario de FeA (Asociación Fertile Auro, 2019).

Tabla 1. Principales características de los residuos orgánicos utilizados en la mezcla de compostaje.

	Biorresiduo	Restos de poda
pH	6,1	6,3
CE (dS m^{-1})	6,3	1,1
MOT (%)	90,0	95,3
COT (%)	43,6	49,7
NT (%)	2,22	0,83
Relación COT/NT	19,6	59,9
P (g kg^{-1})	2,75	0,46
K (g kg^{-1})	22,7	2,6
Na (g kg^{-1})	2,11	0,08
Cu (mg kg^{-1})	7,87	3,57
Zn (mg kg^{-1})	39,4	18,5
Cr (mg kg^{-1})	22,0	8,25
Cd (mg kg^{-1})	0,13	0,04
Ni (mg kg^{-1})	6,89	2,98
Pb (mg kg^{-1})	1,22	0,55

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

Por otra parte, durante el proceso se realizaron cuatro muestreos correspondientes a las principales etapas del proceso de compostaje: inicio del proceso, etapa termófila, fin de la etapa bio-oxidativa y madurez. En los residuos iniciales y en las muestras de compostaje se determinaron parámetros físico-químicos, químicos y biológicos, así como el contenido en patógenos según los métodos descritos por Morales y col. (2016) y Brinton y col. (1995).

3. Resultados y Discusión

3.1 Perfil térmico del proceso de compostaje

La mezcla de compostaje estudiada mostró un rápido incremento en los valores de temperatura, alcanzando valores termofílicos (> 40ºC) en los primeros días del proceso, mostrando valores superiores a 55ºC durante un período de tiempo superior a dos semanas (fig. 1), lo que aseguró la correcta higienización de la masa, cumpliendo así los requisitos establecidos en el Reglamento UE 2019/1009.

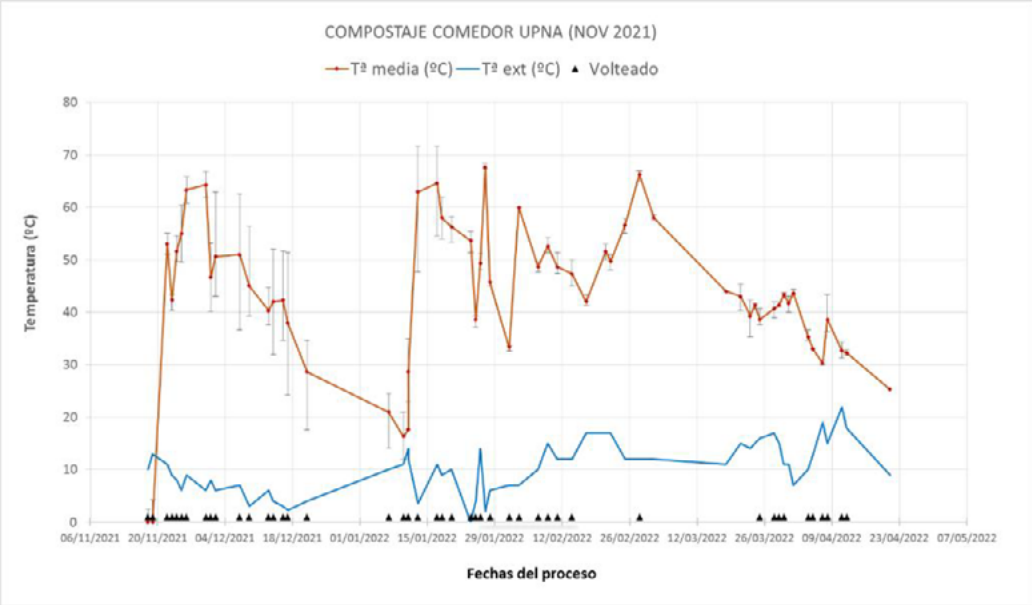


Figura 1. Perfil térmico del proceso de compostaje correspondiente al ciclo iniciado en noviembre de 2021.

3.2 Evolución de los parámetros físico-químicos y químicos durante el proceso y calidad del compost final

Durante el proceso de compostaje se produjo un incremento en el pH y la conductividad eléctrica, así como una disminución en la concentración de MO, asociados al propio proceso de mineralización (Morales y col., 2016) (Tabla 2). Respecto al contenido en N y P, se produjo un claro incremento durante el proceso, y en los contenidos en Na, lo que justificaría el aumento en la salinidad observado. El compost obtenido mostró un adecuado grado de madurez y estabilidad, reflejado en el mayor contenido de fracción húmica (Chum) respecto a fúlvica (Cfulv), así como en la ausencia de fitotoxicidad (IG > 50%) y su grado de estabilidad (Tabla 3).

Tabla 2: Evolución de los parámetros físico-químicos y químicos durante el ciclo de compostaje.

Fases de compostaje	pH	CE (dS m^{-1})	MOT (%)	NT (%)	COT (%)	K (g kg^{-1})	Na (g kg^{-1})
Inicial	6,7	4,72	91,5	2,48	45,2	13,1	4,86
Termófila	7,2	6,63	87,0	1,81	43,8	12,0	5,85
Fin bio-oxidativa	8,2	4,13	72,0	2,65	39,5	15,6	6,75
Madurez	8,9	6,47	76,3	2,87	40,2	19,4	12,7

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

Tabla 3: Parámetros de madurez y estabilidad del compost final.

Parámetro	Compost
Cfulv (%)	2,66
Chum (%)	4,72
IG (%)	101
Grado de estabilidad térmica[1]	V, Estable

Cfulv: carbono de ácidos fúlvicos; Chum: carbono de ácidos húmicos; IG: índice de germinación.
[1] Test de autocalentamiento (Brinton y col., 1995).

El compost obtenido, en general, mostró un adecuado valor agronómico, con un equilibrado contenido nutriente y una alta concentración en materia orgánica estabilizada (Tabla 4). Este compost puede ser clasificado como A según el RD 506/2013, sobre productos fertilizantes, debido a los bajos contenidos en metales pesados. Adicionalmente, presentó una adecuada calidad higiénico-sanitaria, al mostrar ausencia de *Salmonella* spp. y un contenido en *E. coli* inferior al límite establecido en el RD 506/2013.

Tabla 4: Calidad agronómica, higiénico-sanitaria y contenido en elementos potencialmente tóxicos en el compost (datos sobre materia seca, excepto contenido en patógenos).

Parámetro	Compost	Valor límite (RD 506/2013)		
MO (%)	35,4	> 35%		
COT/NT	14,0	< 20		
NT (%)	2,87			
P_2O_5 (%)	2,76			
K_2O (%)	2,33			
Elementos potencialmente tóxicos		Clase		
		A	B	C
Cu (mg kg^{-1})	16,6	70	300	400
Zn (mg kg^{-1})	143	200	500	1000
Cr (mg kg^{-1})	9,23	70	250	300
Cd (mg kg^{-1})	0,21	0,7	2	3
Pb (mg kg^{-1})	2,42	45	150	200
Ni (mg kg^{-1})	3,37	25	90	100
Microrganismos patógenos				
Salmonella spp.	Ausencia	Ausencia en 25 g		
E. coli (NMP/g)	9	< 1000		

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

4. Conclusiones

El seguimiento de la evolución de los principales parámetros indicadores del proceso durante un ciclo de compostaje, así como el estudio de la calidad del compost final en el marco de la iniciativa CaMPuSTAJE-UPNA, han demostrado la viabilidad de este proceso de compostaje comunitario para la gestión *in situ* de los biorresiduos generados en dicho campus, al obtener un compost de alta calidad agronómica que no implica riesgos ambientales ni sanitarios, al cumplir los requisitos respecto a metales pesados y microorganismos patógenos establecidos en la legislación española.

5. Bibliografía

Asociación Fertile Auro, 2019. Guía Práctica para la implementación del compostaje comunitario como alternativa para la gestión local de los biorresiduos. Fertile Auro. Retrieved (https://sites.google.com/view/fearesiduos/).

Brinton W.F., Evans E., Droffner M.L., Brinton R.B. 1995. A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle*, 36.

Morales, A.B., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Moral, R., Ros, M., Pascual, J.A., 2016. Agri-food sludge management using different co-composting strategies: study of the added value of the composts obtained. *J. Clean. Prod*. 121, 186–197.

6. Agradecimientos

Este estudio se ha realizado en el marco del proyecto de investigación NEOCOMP (ref. PID2020-113228RB-I00) financiado por MCIN/ AEI /10.13039/501100011033. Los autores de este trabajo también quieren dar las gracias al comedor de la UPNA por su colaboración en este estudio.

CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROPECUARIOS GENERADOS EN LA PARROQUIA DE SAN ANDRÉS (ECUADOR). EFECTO DEL SISTEMA DE AIREACIÓN

Víctor Valverde-Orozco[1], Irene Gavilanes-Terán[2], Julio Idrovo-Novillo[2], Rachel Villagrán-León[2], Noemí Naranjo- Infante[2], Lourdes Carrera-Beltrán[2], Steven Ramos- Romero[2], Mª Angeles Bustamante[3], Concepción Paredes[3]

[1]Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Chimborazo
EC060108-Riobamba (Chimborazo), Ecuador
[2]Facultad de Ciencias. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo
EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador
[3]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández
EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)
Correo electrónico: c.paredes@umh.es

Resumen: San Andrés es una parroquia rural de la provincia del Chimborazo (Ecuador) cuya actividad económica depende directa y principalmente de la agricultura y la ganadería. El sector agro-ganadero aporta el 8,14 % del PIB de Ecuador y está liderado por pequeños productores, pertenecientes a la población rural que emplea técnicas tradicionales de producción que generan cantidades importantes de residuos sólidos, causando problemas de contaminación ambiental al no ser tratados de manera adecuada. Por ello, el objetivo de este estudio fue co-compostar dos mezclas de residuos vegetales y estiércol vacuno, empleando dos sistemas de aireación diferentes, como alternativa para la gestión de estos residuos. Para ello, se elaboraron dos pilas de compostaje que tenían la misma composición (aproximadamente 1000 kg cada una) con residuos orgánicos agrícolas procedentes de cultivos de quinoa (RQ), altramuz (RA), alfalfa (RAF), tomate (RT), serrín (SRR) y estiércol vacuno (EV), las proporcionnes de los residuos en ambas pilas fueron 5% RQ,11% RA, 5% RAF, 30% RT, 14% SRR y 35% EV, empleando llos sistemas de aireación por volteos (P1) y aireación pasiva (P2). Durante el proceso de compostaje se estudió la evolución de la temperatura y concentración de oxígeno, parámetros fisicoquímicos y químicos y la calidad de los compost obtenidos. Ambas pilas alcanzaron temperaturas termófilas en los primeros días del proceso, sin embargo, las mayores temperaturas, al igual que el mayor porcentaje de degradación de materia orgánica se registraron en P1. A lo largo del proceso, también se observó en ambas mezclas un aumento del pH y una disminución de los valores de la conductividad eléctrica. La concentración de polifenoles disminuyó durante el proceso compostaje, lo que favoreció la ausencia de fitotoxicidad en los compost obtenidos, observada por el aumento del índice de germinación. El tipo de aireación no influyó en gran parte en la calidad del compost final, ya que los dos compost producidos consiguieron un grado de madurez adecuado para su empleo agrícola.

Palabras clave: residuos vegetales, estiércol vacuno, aireación por volteos, aireación pasiva, compost

1. Introducción

La agricultura es un sector económico muy importante en la provincia de Chimborazo, con una superficie agropecuaria total de 306.116,14 ha y donde el 64,6 % de la población económicamente activa está empleada (PODT-Provincia de Chimborazo, 2020). En este sector hay una constante búsqueda de elevados rendimientos económicos a costa de incrementar los ritmos de producción, y por consecuencia la cantidad de residuos generados. Una de las parroquias rurales de la provincia de Chimborazo es San Andrés, que cuenta con una extensión total de 159,9 km^2 y un perfil geográfico con altitudes entre los 2.800 y 6.310 msnm, el 35 % de esta superficie corresponde a cultivos bajo riego y cultivos de secano, siendo los productos agrícolas más representativos patata, maíz, cebada, haba, alfalfa y avena, entre otros (PODT-Parroquia San Andrés, 2019). Existe también una extendida actividad ganadera en San Andrés, liderada por la crianza de ganado bovino para producción cárnica y lechera, con alrededor de 14.850 cabezas de ganado, además de ganado ovino y porcino (PODT-Parroquia San Andrés, 2019). Ambas actividades agropecuarias generan residuos que causan impactos al ambiente, afectando suelos y recursos hídricos cercanos, ya que los residuos generados se acumulan usualmente en terrenos vacíos cercanos a las explotaciones agrícolas, o se incineran (Valverde et al., 2018).

El proceso de compostaje se considera la opción más eficiente y económica para tratar la fracción orgánica de estos residuos. Gavilanes-Terán y col. (2016) han realizado experimentos de compostaje de residuos hortícolas junto con estiércol de gallina ponedora, obteniendo compost con adecuado grado de madurez y notable valor agronómico. También, Valverde y col. (2018) analizaron el efecto de distintos sistemas de aireación para el co-compostaje de residuos vegetales con estiércol de diferentes especies, con el fin de encontrar el método de ventilación más adecuado para optimizar el compostaje de estos residuos. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue comparar dos sistemas de aireación (por volteos y aireación pasiva) para el compostaje de diversos residuos vegetales con estiércol vacuno, así como evaluar la calidad de los compost obtenidos, al respecto la normativa ecuatoriana no posee una normativa vigente referente a calidad de compost, por lo que, para el efecto se adoptan criterios de la normativa europea

2. Materiales y métodos

En este experimento se prepararon dos mezclas con la misma composición, cada una (de aproximadamente 1000 kg) con dimensiones de 2 x 3 m de base y 1,5 m de altura, se emplearon residuos orgánicos agrícolas procedentes de varios cultivos: quinoa (RQ), altramuz (RA), alfalfa (RAF), tomate (RT), serrín (SRR) y estiércol vacuno (EV), en iguales proporciones (5% RQ,11% RA, 5% RAF, 30% RT, 14% SRR y 35% EV), se emplearon dos sistemas de aireación: aireación por volteos (P1) y aireación pasiva (P2), éste último sistema consistió en el uso de tuberías de PVC perforadas que atravesaban longitudinalmente la parte inferior de la pila de compostaje con el objetivo de proveer aireación mediante procesos naturales de difusión y convección. Ambas pilas de compostaje se elaboraron garantizando una adecuada relación C/N inicial (25 a 30). Las características de los materiales iniciales y las muestras obtenidas de las pilas de compostaje fueron calculados en base al contenido de materia seca.de los residuos y mezclas, en el caso de los residuos iniciales fueron los siguientes:

- RQ: materia seca (m.s,)= 83 % pH = 5,86, conductividad eléctrica (CE) = 0,97 dS/m, materia orgánica (MO) = 96,18 %, carbono orgánico total (COT) = 46,07 % y nitrógeno total (NT)= 0,44 %
- RA: (m.s,)= 70 %, pH = 6,04, CE = 3,23 dS/m, MO = 94,80 %, COT= 45,4 % y nitrógeno total (NT)= 1,28 %
- RAF: (m.s,)= 19 %, pH = 5,87, CE = 6,06 dS/m, MO = 88,59 %, COT= 48,51 % y nitrógeno total (NT)= 8,34 %
- RT: (m.s,)= 40 % , pH = 1,72, CE = 8,91 dS/m, MO = 77,48 %, COT= 35,25 % y nitrógeno total (NT)= 2,55 %
- SRR: (m.s,)= 64 % pH = 4,23, CE = 0,33 dS/m, MO = 99,22 %, COT= 51,4 % y nitrógeno total (NT)= 0,18 %
- EV: (m.s,)= 69 % pH = 9,07, CE = 1,25 dS/m, MO = 38,86 %, COT= 15,48 % y nitrógeno total (NT)= 0,57 %.

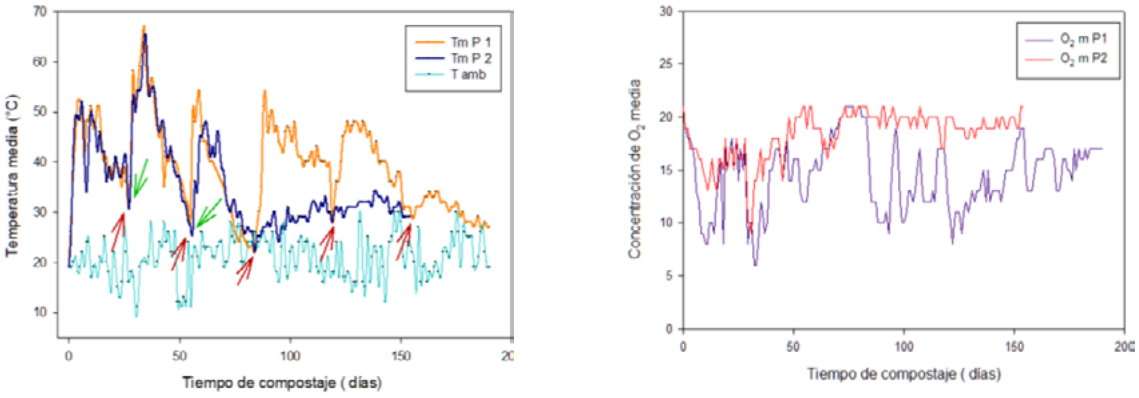
A lo largo del proceso se controló y garantizó una humedad adecuada (40-50%) y se midió la temperatura y concentración de oxígeno en 8 puntos diferentes. En P1 se realizaron un total de cinco volteos, mientras que en P2 se realizaron solamente dos, con el propósito de homogenizar la mezcla. La fase bio-oxidativa se consideró finalizada cuando la temperatura descendió a valores cercanos a la temperatura ambiente (190 días para P1 y 154 días para P2). La etapa de maduración fue de un mes, tiempo durante el cual se garantizó que la humedad de las pilas estuviera entre 40 y 60%. El muestreo de la pila se efectuó tomando siete submuestras de siete puntos diferentes, con el objetivo de obtener una muestra representativa. Las muestras obtenidas fueron secadas, molidas y tamizadas a un tamaño inferior a 0,5 mm, para su posterior análisis. En los materiales iniciales y en las muestras obtenidas durante el proceso de compostaje, el pH, CE, MO, NT, COT, polifenoles solubles y el índice de germinación (IG) se determinaron según los métodos analíticos descritos por Gavilanes-Terán y col. (2016). Todos los análisis se realizaron por triplicado.

Las pérdidas de MO se calcularon de acuerdo a la fórmula de Paredes y col. (2000) (citada por Idrovo-Novillo y col. (2018)) y se ajustaron a una ecuación cinética de primer orden: % Pérdidas de MO = A (1- e^{-kt}), donde A es la MO potencialmente degradable (%), k la constante

de velocidad de degradación (días^{-1}) y t el tiempo de compostaje (días). Los valores de R^2 ajustada fueron calculados para comparar el ajuste de diferentes funciones y conocer la significación estadística de las curvas ajustadas a los datos experimentales. Se utilizó el test de la mínima diferencia significativa (DMS) a un $P < 0,05$, para determinar las diferencias significativas entre los valores de cada parámetro estudiado en cada pila durante el proceso de compostaje.

3. Resultados y Discusión

En ambas pilas se observó un rápido incremento de la temperatura durante los primeros días del proceso de compostaje, alcanzándose temperaturas >40ºC y manteniéndose la etapa termófila durante aproximadamente 27 días hasta el primer volteo (Figura 1a). Otros autores también han observado un incremento rápido de la temperatura al inicio del proceso de compostaje de residuos vegetales con estiércoles (Gavilanes-Terán y col., 2016; Valverde y col., 2018; Idrovo-Novillo y col., 2018). Los volteos realizados en P1 favorecieron la prolongación de la etapa termófila y que se alcanzaran temperaturas más altas que en P2. La concentración media de oxígeno ($O2_m$) fue superior en P1, que mantuvo valores superiores a 15% a lo largo de casi todo el proceso, excepto en los primeros 40 días, donde se registraron las mayores temperaturas alcanzadas, evidenciándose una mayor actividad microbiana y por lo tanto, un mayor consumo de oxígeno correspondiente a las etapas iniciales del compostaje. Por otra parte, ninguna de las dos pilas alcanzó los requerimientos establecidos por Reglamento (U.E.) (2019). para la higienización de los materiales compostados mediante el sistema de pilas con aireación por volteos (temperaturas ≥ 55ºC durante al menos 14 días consecutivos).



(a) (b)

Figura 1. (a) Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje. Tm P1: temperatura media de P1 (aireación por volteos) y Tm P2: temperatura media de P2 (aireación pasiva). Las flechas rojas indican los días donde se realizaron los volteos en P1 y las verdes los días donde se realizaron los volteos en P2. (b) Evolución de la concentración media de oxígeno ($O2_m$) en las pilas P1 y P2.

El ajuste de las pérdidas de MO a la ecuación cinética de primer orden obtuvo los siguientes valores de los parámetros estadísticos: A = 114,6%, k = 0,0095 días^{-1}, R^2 ajustada = 0,9890 para P1; y A = 89,2%, k = 0,0113 días^{-1}, R^2 ajustada = 0,9595 para P2. En las dos pilas, la variación explicada por el modelo fue superior al 98%, indicando que el modelo propuesto fue adecuado. El porcentaje de MO potencialmente degradable y la tasa de degradación de la MO (A x k) (datos no mostrados, pero calculables con los datos proporcionados) fue mayor en P1 que en P2, indicando que la mayor proporción de oxígeno proporcionado con el sistema de aireación por volteos favoreció la degradación de la MO.

La descomposición de la MO provocó un aumento de los valores de pH en ambas pilas, mientras que se observó una reducción de los valores de la CE, probablemente debido a la lixiviación de sales con los riegos efectuados (Tabla 1). Las dos pilas alcanzaron valores finales de pH por encima del intervalo de 6,0-7,5 y valores finales de CE < 5 dS/m, límites sugeridos por el US Composting Council (2001) para diferentes aplicaciones agrícolas de los compost. El

porcentaje de MO (calculado sobre masteria seca) disminuyó a lo largo del proceso, no consiguiéndose en ningún compost valores finales de este parámetro dentro del intervalo de valores establecido por las directrices americanas para compost con calidad agrícola (MO = 50-60 %) (US Composting Council, 2001). La concentración de NT aumentó a lo largo del proceso debido a un efecto concentración producido por la pérdida de masa de la mezcla de compostaje, lográndose valores de este nutriente > 10 g/kg, límite también establecido por US Composting Council (2001) para compost con calidad agrícola .El contenido de polifenoles solubles se redujo en las dos mezclas, indicando una detoxificación de los materiales iniciales, los compost maduros presentaron reducción de su fitotoxicidad, tal y como fue mostrado por los valores finales del IG > 50%, criterio considerado por (Zucconi y col., 1981) para indicar ausencia de fitotoxicidad. A lo largo del proceso, también se observó en ambas pilas una reducción de la relación COT/NT, obteniéndose valores finales < 20, indicativos de un buen grado de madurez de los compost (Bernal y col., 2009). Finalmente, ningún compost excedió la máxima concentración de metales pesados (datos no mostrados) permitido en compost de acuerdo con las directrices estadounidenses (US Composting Council, 2001).

Tabla 1: Evolución de los principales parámetros durante el proceso de compostaje

Periodo de Compostaje	pH	CE (dS/m)	MO (%)	COT/NT	NT (g/kg)	Polif. (g/kg)	IG (%)
P 1: AIREACION POR VOLTEOS							
Inicial	7,67	3,49	89,1	27,5	15,2	1,98	16,0
Maduro	8,94	3,08	40,3	10,4	17,8	0,50	94,4
DMS	***0,34***	***0,30***	***1,4***	***2,7***	***0,5***	***0,25***	***3,3***
P 2: AIREACIÓN PASIVA							
Inicial	8,07	3,85	80,9	27,8	12,7	1,62	16,33
Maduro	8,77	2,17	46,8	9,2	17,4	0,76	91,7
DMS	***0,20***	***0,43***	***1,3***	***8,7***	***0,4***	***0,10***	***4,3***

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total; IG: índice de Germinación; DMS: Diferencia Mínima Significativa

4. Conclusiones

De los resultados obtenidos se puede concluir que el compostaje de residuos agro-ganaderos generados en la parroquia de San Andrés es un método eficiente para la obtención de compost con características adecuadas para su empleo agrícola y el reciclaje de estos residuos. El sistema de aireación empleado solo afectó al perfil térmico, a la duración del proceso y a la degradación de la MO, mientras que no se observaron diferencias relevantes en la calidad de los compost obtenidos. Por lo tanto, con los resultados obtenidos en este trabajo se puede recomendar el sistema de aireación pasiva para el compostaje de los residuos estudiados, debido a que requiere menor tiempo de compostaje, la labor asociada al proceso es más reducida y por tanto más económica si consideramos el coste de equipos empleados y su mantenimiento.

5. Bibliografía

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.

Gavilanes-Terán, I., Jara-Samaniego, J., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M. A., Moral, R., Paredes, C., 2016. Windrow composting as horticultural waste management strategy - A case study in Ecuador. *Waste Manage.* 48, 127-134.

Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Angeles Bustamante, M., Paredes, C., 2018. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process Saf. Environ. Protect.* 116, 388-395.

PODT-Parroquia San Andrés, 2019INEC. 2017. Encuesta de superficie y producción agropecuaria continua. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Proceso de actualización del plan de desarrollo y ordenamiento territorial de la Parroquia San Andrés 2019 - 2023 http://sanandres.gob.ec/wp-content/uploads/2021/04/PDOT-SAN-ANDRES-2019-2023.pdf (fecha de consulta: 1/6/2022)https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/datos/Estadisticas_Agropecuarias/ESPAC/spss/bdd_espac_2017_SPSS.zip

PODT-Provincia de Chimborazo, 2020GADP Chimborazo, 2015. Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de la provincia de Chimborazo 2019 – 2023. https://chimborazo.gob.ec/wp-content/uploads/2020/08/1.-PDOT-Provincial.pdf (Plan de desarrollo y de ordenamiento territorial de Chimborazo 2015. http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL_SNI/data_sigad_plus/sigadplusdocumentofinal/0660000280001_PDyOT%20FINAL%20-%20160516%2013y50_16-05-2016_19-06-53.pdf (fecha de consulta: 301/46/2022)

Reglamento (U.E). 2019. 1009 del DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE de 5 de junio de 2019. Departamento de La Unión Europea, 1-114. https://www.boe.es/doue/2019/170/L00001-00114.pdf (fecha de consulta 21/07/2022).

US Composting Council, 2001. Field Guide to Compost Use. http://www.mncompostingcouncil.org/uploads/1/5/6/0/15602762/fgcu.pdf (fecha de consulta: 20/5/2022).

Valverde, V.H., Basantes, C.E., Gavilanes-Terán, I., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M.A., Paredes, C. (2018). Co-compostaje de residuos vegetales y estiércol. Efecto del sistema de aireación y del tipo de estiércol en la evolución del proceso y en la calidad de los compost obtenidos. En: A. Albiach Vila y col. (Eds). Gestión integral de residuos orgánicos. Poniendo en marcha la economía circular en la sociedad. Ed. Red Española de Compostaje, Valencia, pp. 133-138.

EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE COMPOSTAJE TOGO™-BIG HANNA™ PARA EL TRATAMIENTO DE BIORRESIDUOS PROCEDENTES DE RECOGIDA SELECTIVA

Guzmán D. Carril González-Barros[1], Ernesto Alonso[2], Soledad Ávila[2], Bernd Fernka[1], Germán Tortosa[3]

[1]BERCA Brand S.L., C/Malaquita, 2A, 1ºC, 28400, Collado Villalba, Madrid (guzman@berca.es)
[2]Ayuntamiento de El Boalo-Cerceda-Mataelpino, Plaza de la Constitución, 1, 28413, El Boalo, Madrid.
[3]Departamento de Microbiología del Suelo y Sistemas Simbióticos, Estación Experimental del Zaidín (EEZ), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Granada, España.

Resumen:
En este trabajo se estudió el uso combinado de las tecnologías TOGO™ y Big Hanna™ con el fin de optimizar y ampliar la capacidad de tratamiento de los biorresiduos generados en el municipio de El Boalo-Cerceda-Mataelpino (Madrid). La mezcla orgánica a compostar se preparó con un 10 % de restos de poda junto con un 90 % de residuos orgánicos procedentes de la recogida selectiva que dicho Ayuntamiento tiene implantado en la actualidad. El experimento duró tres meses y el régimen inicial de alimentación fue de 500 kg de mezcla orgánica a la semana. Cada 15 días se recogieron muestras en cuatro puntos del sistema: M1, salida del equipo TOGO™ y entrada al equipo Big Hanna™; M2, principio de la cámara de compostaje del Big Hanna™; M3 la mitad de la cámara de compostaje del Big Hanna™ y M4, el compost producido a la salida del equipo Big Hanna™. En dichos puntos se analizaron la temperatura, humedad, pH y conductividad eléctrica, relación Corg/N_T y el test de fitotoxicidad (Índice de Zucconi) con el fin del controlar el proceso de compostaje. Según los resultados obtenidos el acoplamiento del equipo de precompostaje TOGO™ al Big Hanna™ es factible siempre y cuando se controle la humedad de la mezcla a compostar.

Palabras clave: Biorresiduos, compostaje continuo, optimización, recogida selectiva, sistema cerrado.

1. Introducción.

Los sistemas automatizados de compostaje son una opción tecnológica eficaz para el tratamiento de los residuos orgánicos, en especial de los biorresiduos. Como ejemplos podemos destacar el equipo de precompostaje TOGO™, que aplica un tratamiento térmico a los materiales orgánicos que mejora su homogeneización y reduce su humedad, y también el compostador Big Hanna™, que se caracteriza por ser un sistema cerrado y horizontal de compostaje diseñado para trabajar en flujo continuo. Ambas tecnologías son eficaces para el tratamiento de residuos orgánicos aunque su principal limitación está en su capacidad diaria de tratamiento.

El objetivo de este trabajo fue el estudio del uso combinado de ambas tecnologías para optimizar y ampliar la capacidad de tratamiento de los biorresiduos generados en el municipio de El Boalo-Cerceda-Mataelpino (Madrid).

2. Material y Métodos

Entre el 25 de enero y 22 de abril de 2022 se realizó un experimento para evaluar el uso combinado de las tecnologías TOGO™ y Big Hanna™. Durante estas fechas, se procedió a alimentar la máquina TOGO™ con una mezcla orgánica formada con un 10 % de restos de poda junto con un 90 % de residuos orgánicos procedentes de la recogida selectiva que dicho Ayuntamiento tiene implantado. El régimen de alimentación fue de 500 kg de mezcla orgánica a la semana y cada 15 días se recogieron muestras en cuatro puntos del sistema (Figura 1): M1, salida del equipo TOGO™ y entrada al equipo Big Hanna™; M2, principio de la cámara de compostaje del Big Hanna™; M3 la mitad de la cámara de compostaje del Big Hanna™, M4, el compost producido a la salida del equipo Big Hanna™ y M5 el agua de condensación del sistema Big Hanna™ y que se recoge en un biofiltro.

Las condiciones de trabajo para el equipo TOGO™ fueron de 80º C (agua del serpentín) durante 2 días, y para el Big Hanna™ de 2 rotaciones cada 2 horas, respectivamente. Antes de la experimentación el equipo Big Hanna™ fue alimentado con una mezcla de residuos orgánicos FORM y compost maduro en proporción 1:1, manteniendo temperaturas termófilas en M3 y M4 respectivamente.

En este experimento se realizaron un total de 8 muestreos que coinciden con las siguientes fechas: T0: 25 de enero de 2022 (0 días); T1: 08 de febrero de 2022 (14 días); T2: 15 de febrero de 2022 (21 días); T3: 01 de marzo de 2022 (35 días); T4: 08 de marzo de 2022 (42 días); T5: 22 de marzo de 2022 (56 días); T6: 05 de abril de 2022 (70 días); T7: 22 de abril de 2022 (87 días).

Tanto la incorporación de los residuos como la toma de temperaturas y de muestras en M1, M2, M3, M4 y M5 la realizó uno de los operarios del propio ayuntamiento y se hacía entre el martes y el miércoles de cada semana, para ser enviadas a la EEZ-CSIC antes del viernes. Ya en el laboratorio, una parte de las muestras se congeló a -20 º C y la otra se secó en una estufa para la determinación de la humedad, y su posterior molienda necesaria para determinación de los parámetros analíticos tales como el pH, la conductividad eléctrica, el carbono total y orgánico y el nitrógeno total, entre otros. Además, en algunas muestras se realizaron análisis de fitotoxicidad basados en la prueba de germinación de Zucconi, la determinación de macro y micronutrientes, el contenido de metales pesados y la presencia de patógenos (*Salmonella* spp. y *E. coli*) según la legislación vigente (Real Decreto 999/2017 y sus posteriores modificaciones). Los análisis se hicieron según lo descrito en Tortosa y col. (2012).

3. Resultados y Discusión

Previo a la experimentación, se analizaron 4 muestras de residuos FORM procedentes del equipo TOGO™ con tratamientos hechos a diferentes tiempos: 24, 48, 72 y 96 h. La intención era conocer si el tiempo de tratamiento del equipo TOGO™ podía afectar a las características de los biorresiduos de cara a su posterior compostaje en el equipo Big Hanna™. Los resultados de la Tabla 1 muestran que las características de los 4 materiales fueron relativamente uniformes, presentaban una buena estructura física del material seco, una salinidad alta y típica de estos materiales, y unos valores de relación C_{OT}/N_T relativamente bajos que aconsejaban su mezclar con un material rico en carbono (como por ejemplo en proporción 5:1 con paja o viruta de madera) para su correcto compostaje.

Tabla 1. Caracterización del material de salida TOGO™ (material recibido en febrero de 2021).

***Parámetros*[1]**	**Muestra 1 (24 h)**	**Muestra 2 (48 h)**	**Muestra 3 (72 h)**	**Muestra 4 (96 h)**	**Media**
Humedad (%)	27,4 ± 1,3	15,4 ± 0,9	5,7 ± 0,5	13,7 ± 0,8	15,6 ± 9,0
pH[2]	5,48 ± 0,02	5,29 ± 0,13	5,33 ± 0,08	5,41 ± 0,05	5,37 ± 0,08
Conductividad eléctrica[2] (dS m^{-1})	8321 ± 134	8381 ± 73	8485 ± 812	7663 ± 175	8212 ± 470
Carbono total (%)	52,15 ± 0,21	51,10 ± 0,57	50,50 ± 0,57	49,45 ± 3,32	50,80 ± 1,66
Carbono orgánico total (%)	35,70 ± 0,12	39,20 ± 0,85	37,05 ± 0,07	36,75 ± 0,07	37,18 ± 1,40
Nitrógeno total (%)	2,47 ± 0,21	2,75 ± 0,16	2,56 ± 0,01	2,70 ± 0,30	2,62 ± 0,19
Relación C_{OT}/N_T	14,49 ± 1,21	14,26 ± 1,13	14,46 ± 0,04	13,72 ± 1,50	14,23 ± 0,91

[1]Datos expresados sobre materia seca; [2]extracto acuoso 1:10.

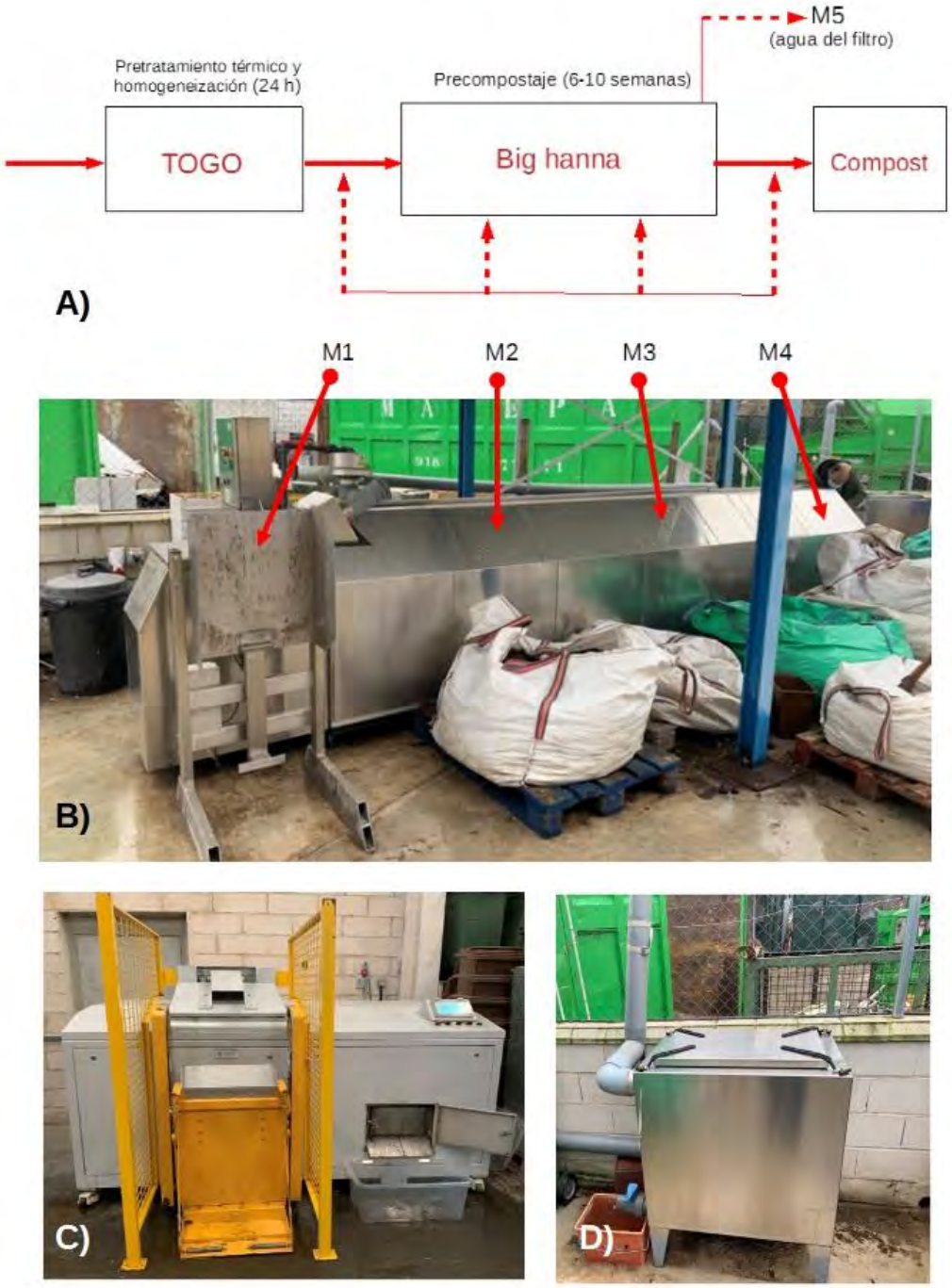


Figura 1. Esquema del dispositivo experimental empleado en este proyecto: A) Esquema de los puntos de muestreo (M1, M2, M3, M4 y M5) a lo largo del sistema TOGO-Big Hanna, B) Aspecto del equipo Big Hanna™ y los lugares del muestreo, C) Aspecto del equipo TOGO™ y D) Biofiltro del cual se recogían las muestras M5.

En cuanto al proceso del compostaje del equipo Big Hanna™ alimentado con la mezcla orgánica previamente con la máquina TOGO™, se estudió la evolución de diversos parámetros tales como la temperatura, el pH y conductividad eléctrica, así como la relación C_{OT}/N_T. Este último parámetro sirve para ajustar las proporciones iniciales de los residuos orgánicos que aseguren un correcto funcionamiento del compostaje. Debe estar entre 25 y 30, aunque se ha comprobado que dependiendo de la naturaleza de los residuos puede ser más bajos, próximos

a 20. Así, durante el compostaje tenderá a reducirse hasta alcanzar valores de ≤ 15, siendo este uno de los parámetros indicadores de la madurez del compost. En este estudio, lo esperado era una reducción en los valores del C_{OT}/N_T de M1 a M4 a lo largo del tiempo.

Los valores de la relación C_{OT}/N_T antes de la experimentación (T0) en M1, M2, M3 y M4 fueron de 17,07 ± 0,45, 15,18 ± 0,93, 12,36 ± 0,78 y 11,64 ± 0,42 respectivamente, mostrando una reducción en sus valores conforme la mezcla orgánica avanzaba dentro del equipo Big Hanna™ (Figura 2). Conforme avanzó el tiempo de experimentación, esta tendencia se mantuvo aunque se observó un incremento en los valores de M2, M3 y M4, siendo notable la subida en este último (de 11,64 ± 0,42 a 17,10 ± 0,32). Cabe destacar que al final de la experimentación, M1 y M2 presentaron valores similares (20,39 ± 0,12 y 20,23 ± 0,56 respectivamente), lo que indicó que el proceso bioxidativo se desplazó longitudinalmente a lo largo de la cámara de compostaje del Big Hanna™.

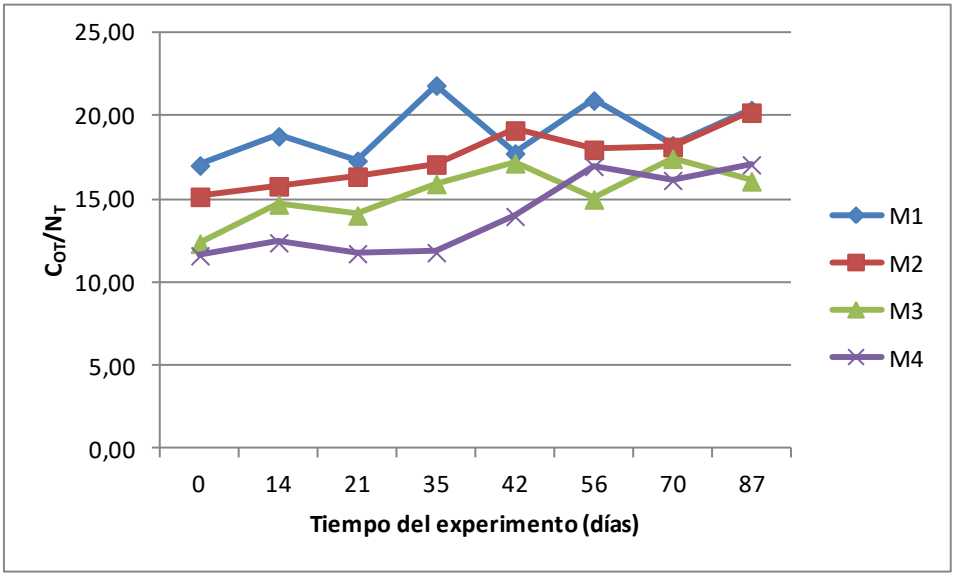


Figura 2. Evolución temporal de la relación C_{OT}/N_T de las muestras recogidas en los puntos M1, M2, M3 y M4 del equipo Big Hanna™ a lo largo de la experimentación.

4. Conclusiones

El equipo TOGO™ sirve para transformar y adecuar la estructura física de los residuos FORM sin que esto afecte a sus principales características químicas. No obstante, el tiempo de funcionamiento del equipo reduce de forma notable su contenido en humedad, por lo que puede afectar a su posterior proceso biológico de compostaje en el equipo Big Hanna™.

5. Bibliografía

Tortosa G., Alburquerque J.A., Ait-Baddi G., Cegarra J., 2012. The production of commercial organic amendments and fertilisers by composting of two-phase olive mill waste ("alperujo"). *J. Clean. Prod.* 26, 48-55.

6. Agradecimientos

Dicho trabajo se ha realizado dentro del contrato de asistencia contrato de apoyo tecnológico entre la EEZ-CSIC y BERCA BRAND S.L. titulado "Optimización del sistema de compostaje TOGO- Big Hanna para el tratamiento de biorresiduos procedentes de recogida selectiva"

¿CÓMO RESPONDEN LAS LOMBRICES A LA PRESENCIA DE RESIDUOS PLÁSTICOS AGRÍCOLAS EN LOS PROCESOS DE VERMICOMPOSTAJE?

Jose A. Sáez Tovar[1], Zbigniew Emil Blesa Marco[1], Angie M. Pedraza Torres[2] Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Luciano Orden[3,4] E. Agulló[1], Xavier Barber[1], J. Andreu-Rodríguez[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Mª Ángeles Bustamante[1], Raúl Moral Herrero[1]

[1]*Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, Spain.*
[2]Laboratorio de Ecotoxicología, Instituto de Ciencias Ambientales (ICAM), Universidad de Castilla-La Mancha, Toledo, España
[3] *EEA INTA Ascasubi. Ruta 3 Km 794, 8142, Hilario Ascasubi, Buenos Aires, Argentina*
[4] *Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, San Andrés 800, 8000, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina*
e-mail: jose.saezt@umh.es

Resumen: El uso de agroplásticos (AWP) ha crecido mucho en los últimos años, debido a la mejora en el manejo y el rendimiento de cultivos que supone su uso. Este uso extendido ha llegado a convertirse en un problema ambiental debido a la introducción de estos AWP en los ecosistemas terrestres, así como su acumulación en residuos agroalimentarios. El objetivo principal de este estudio fue evaluar la influencia de la presencia de AWP (Polietileno Baja densidad-PEBD, PELBD, Tereftalato de polietileno- PET, Poliestireno- PS y PELBD + PEBD) en un proceso de vermicompostaje de residuos agroalimentarios a escala de laboratorio (45d). Se realizó un seguimiento de las actividades enzimáticas claves (Carboxilesterasa- CbE, Catalasa-CAT y Dehidrogenasa-DHE), de la respuesta a nivel metabólico y del estrés oxidativo derivado en *Eisenia fetida* (CbE, Acetilcolinesterasa- AChE, Peroxidación Lípidica-PerLip). Los resultados obtenidos mostraron un incremento significativo de los niveles de CbE en el vermicompost, así como una inhibición parcial de la CAT inducida por la presencia de AWP. La DHE y la ratio DHE/C_{hidro} mostraron un comportamiento más variable, con afección en la actividad microbiana por la presencia de AWP, especialmente en PET y PS. Por otro lado, se evidenciaron algunos signos de estrés oxidativo como el aumento de la AChE y PerLip. en el cuerpo de *E. fetida*.

Palabras clave: agroplásticos, ecotoxicidad, *Eisenia fetida*, exoenzimas, biomarcadores.

1. Introducción

Las lombrices de tierra epigeas cumplen el papel de ingenieros ecosistémicos y son clave en la descomposición de la materia orgánica y su incorporación al suelo. Gracias a esta capacidad degradativa y de estabilización de compuestos orgánicos, son usadas en vermicompostaje para para obtener productos con alto valor fertilizante a partir de una amplia variedad de residuos orgánicos. El uso de los AWP en la agricultura, contribuyen a la generación y acumulación de estos materiales en los propios residuos agroindustriales. La exposición a los derivados plásticos, como microplásticos, en el suelo provoca una amplia gama de alteraciones fisiológicas en las lombrices de tierra (Sharifinia y col ., 2020). Pero existen pocas evidencias sobre la influencia que puede tener su presencia en el biotratamiento de residuos orgánicos, lo cual indica la necesidad de estudiar los efectos a nivel de calidad del vermicompost obtenido, así como los posibles efectos adversos sobre el estado de salud de las lombrices. Para ello se procedió a evaluar de forma comparativa, el efecto que producía la presencia de diferentes tipos de AWP en una comunidad de *E. fetida* durante un proceso de vermicompostaje (45 días). Se estudió: 1) la afección en la actividad enzimática del sustrato y 2) el estado de salud de *E. fetida* a través de la determinación de los principales biomarcadores implicados en estrés metabólico.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental

Consistió en un bioensayo de mesocosmos mediante el cual las lombrices de tierra fueron expuestas a la presencia de Polietileno de baja densidad (PEBD), Polietileno lineal de baja densidad (PELBD), Polietilentereftalato (PET), Poliestireno (PS) y PELBD + PEBD, en condiciones de vermicompostaje (durante 45d). De cada tratamiento se prepararon tres repeticiones con: sustrato + *E. fetida* como tratamiento control, sustrato + AWP sin presencia de *E. fetida* y finalmente, sustrato + AWP + *E. fetida* para cada tipo de material plástico ensayado.

2.2 Desarrollo experimental y métodos analíticos

Se emplearon placas Petri (15 cm ø) en las que se añadieron los diferentes AWP testados (1,25% p.f., tamaño de partícula 1 cm^2) con 25 individuos adultos citelados en 80 g de compost. Se mantuvo en condiciones óptimas (OECD, 2016). En todos los tratamientos se utilizó el mismo compost como vermi-sustrato. Fue elaborado en las instalaciones de COMPOLAB-UMH (durante 96 días) a escala de pila comercial (10 m^3) con los siguientes ingredientes: lodos agroalimentarios, estiércol de vaca y poda de viñedo (45,15,40, respectivamente en vol%). Se obtuvieron altos estándares de calidad en estabilización, ausencia de efectos fitotóxico y cumple con la normativa de fertilizantes de Clase A (RD 506/2013, última modificación Orden APA/104/2022). Características del sustrato: pH = 7,8; CE (dS m^{-1}) =4,5; Da (g/L) = 486; MOT (%) = 60,3; C_H (g/Kg) = 225; NT (g/Kg) = 21,3; P (%) = 0,41; K (%) = 1,01; IG (%) = 108; C_{AH} (%) = 1,93; C_{AF} (%) = 2,3 y CEC (meq/100g MO) = 128. A los vermicompost obtenidos se les determino actividad enzimática (CbE, CAT y DHE), así como los biomarcadores (AChE, CbE y PerLip) en tejido de la lombriz según los métodos descritos en Sánchez-Hernández y col.,2020.

2.3 Métodos estadísticos

Para los análisis estadísticos se utilizó el paquete de software IBM SPSS Statics V.28. Para el estudio de los resultados obtenidos se utilizó un modelo lineal general multivariante (GLM). Cuando las diferencias eran significativas, se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) con Tukey-b como prueba post-hoc. La normalidad de la distribución y la homogeneidad de las varianzas se comprobaron mediante prueba Shapiro-Wilk y Levene.

.

3. Resultados y Discusión

3.1 Efecto de la presencia de plásticos en la actividad exoenzimática del vermi-sustrato

Los resultados obtenidos (Tabla 1) mostraron una menor actividad CAT en los sustratos expuestos a AWP, aunque no de manera significativa. Esta inhibición parcial de la actividad CAT en la presencia de AWP ha sido reportada en otros estudios como consecuencia de la habilidad de algunos aditivos plásticos para actuar como inhibidores y bloqueante de la enzima CAT. La hidroxilamina es ampliamente usada como estabilizador y protector UV, mientras el resorcinol es utilizado como impermeabilizante en muchos polímeros plásticos (Rodríguez-Seijo y col., 2018). Por otro lado, tras evaluar los datos obtenidos con la presencia o no de *E. fetida* parece indicar que la actividad metabólica de las lombrices no estimula el aumento de esta oxidorreductasa. En estudios previos con *E. fetida,* también se observó una inhibición significativa de la actividad CAT en presencia de xenobióticos (Serrano-García y col., 2016).
Respecto a la CbE determinada en muestras de sustrato, se encontró un comportamiento variable para los diferentes AWP. Solo encontramos un aumento significativo en los plásticos

PET y PS. El resultado obtenido es interesante, ya que esta exoenzima posee capacidad de degradar una amplia gama de compuestos orgánicos (Riah et al., 2014).
La actividad DHE está directamente relacionada con la oxidación biológica de la MO. En nuestro estudio, se observan diferentes comportamientos de esta exoenzima en función de tipo de AWP que esté presente. Los tratamientos PEBD y PELBD mostraron valores similares al Control sin plástico, mientras que los tratamientos PELBD + PEBD, PET y PS, presentaron valores estadísticamente superiores al control. Puede deberse a los siguientes factores: a) una actividad microbiana que permaneció alta debido a una menor estabilización del sustrato; b) un alto contenido en materia orgánica más lábil, lo que puede ser indicativo de que ese tipo de AWP afecte a la capacidad de degradación de los microorganismos en el sustrato y los asociados al intestino de *E. fetida*. Por último, el tratamiento MIX presento una reducción cercana al 50 % comparada con el control, pudiendo deberse a cierto efecto antimicrobiano de este AWP.
La ratio DHE/C_{hidro} se utiliza como indicador del potencial metabólico en el tratamiento de residuos orgánicos. En nuestro estudio se observaron diferencias destacables entre los tratamientos con AWP y el control, así como para la presencia/ausencia de *E. fetida.* En los tratamientos PET, PS obtuvieron los mayores valores de DH, mientras que los tratamientos PEBD y PELBD presentaron valores finales muy cercanos al control.

Tabla 1. Resultados actividad exoenzimática en el sustrato.

AWP	CbE (µmol h^{-1} g dry substrate^{-1})	CAT (mmol H_2O_2 consumed h^{-1} g dry substrate^{-1})	DHE (µmol INTF h^{-1} g dry substrate^{-1})	DHE/C_{Hidro}
PEBD	194 a	66 b	842 ab	5,8 b
PELBD	156 a	66 b	963 b	5,7 b
PET	337 b	64 ab	1437 c	9,5 c
PS	336 b	57 a	1370 c	9,6 c
PELBD + PEBD	173 a	66 b	1393 c	7,6 bc
MIX Plásticos	110 a	67 b	480 a	2,5 a
CONTROl	168 a	71 b	870 ab	5,8 b
F-anova	*14,5* ***	*3,0* **	*10,5* ***	*9,3* ***
AWP				
Presencia	201 b	65 a	1085 b	6,7
Ausencia	168 a	71 b	870 a	5,5
F-anova	*9,1* **	*5,7* *	*12,0* ***	*ns*
E. fetida				
Presencia	196	67	870 a	5.6 a
Ausencia	197	64	1300 b	7.7 b
F-anova	*ns*	*ns*	*26* ***	*10,3* **

MIX Plásticos = PEBD + PELBD + PET + PS; Sust. = Sustrato (t = 45 días sin AWP).

3.2 Estrés oxidativo de E. fetida en presencia de AWP

Se seleccionaron diferentes biomarcadores (CbE, AChE, PerLip) debido a su papel de expresión en lombrices de tierra que sufren estrés metabólico por la presencia de compuestos xenobióticos (Shaw and Burns, 2006). A la vista de los resultados, podemos afirmar que la presencia de AWP en la matriz orgánica estimula de forma significativa la producción de la actividad CbE en el cuerpo de *E. fetida*. Los niveles más altos los encontramos en PET y PS. Este aumento puede ser debido a que las lombrices de tierra deben expresar mayores cantidades de la proteína α, β-hidrolasa para catalizar la hidrólisis de algunos compuestos xenobióticos derivados de los AWP. La AChE está comúnmente relacionada con el impulso nervioso y la neurotransmisión colinérgica, un aumento significativo se ha encontrado en todos los tratamientos con AWP, menos en PELBD + PEBD, lo cual puede ser indicativo de estrés inducido en el tejido de las lombrices por AWP. La PerLip está relacionada con daños en el tejido celular, como se puede observar en la tabla 2, las lombrices de los tratamientos PELBD, PS y MIX

plásticos, mostraron valores de PeroLip cercanos al control al final del ensayo, mientras que los tratamientos PET y PEBD mostraban valores significativamente más altos, lo cual puede estar relacionado con daño en el epitelio o laceración debida a la exposición a dichos plásticos, lo cual conlleva un mayor estrés oxidativo.

Tabla 2. Biomarcadores en tejido de *Eisenia fetida*

AWP	CbE (nmol min^{-1} mg protein^{-1})	AChE (nmol min^{-1} mg protein^{-1})	PerLip (µg MDA mg protein^{-1})
PEBD	945 bc	418 bc	3632 bc
PELBD	642 ab	311 abc	2529 abc
PET	1257 c	520 c	4203 c
PS	1314 c	415 bc	2612 abc
PELBD + PEBD	270 a	183 a	956 a
MIX Plásticos	508 ab	438 c	2264 ab
CONTROL.	406 a	215 ab	2359 ab
F-anova	12,5 ***	5.8 ***	6.4 ***
AWP			
Presencia	732 b	347	2508 b
Ausencia	406 a	215	2359 a
F-anova	4.61 *	ns	5.63 *

MIX Plásticos = PEBD + PELBD + PET + PS; Sust.. = Sustrato t = 45 días sin AWP.

4. Conclusiones

La presencia de AWP en residuos de tipo orgánico durante el vermicompostaje parece afectar a la actividad enzimática, pudiendo con ello alterar y retardar la fase hidrolítica del proceso y afectar a las características del vermicompost obtenido. Además, las lombrices parecían sufrir cierto estrés oxidativo en presencia de AWP como expresaron a través del aumento de biomarcadores como la AChE y la PerLip.

5. Bibliografía

OECD, 2016. Test No. 222: Earthworm Reproduction Test (Eisenia fetida/Eisenia andrei), OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris

Riah, W., Laval, K., Laroche-Ajzenberg, E., Mougin, C., Latour, X., Trinsoutrot-Gattin, I., 2014. Effects of pesticides on soil enzymes: a review. *Environ. Chem*. Lett. 12, 257–273.

Serrano-García, N., Vaca, R., Lugo, J., Aguila, P., 2016. Effects of residaul sludge and vermicompost organic residues on inorganic indicators and catalase. *Revista Internacional de Contaminación Ambienta*l. Vol.32 p. 173-179 ref 30.

Sánchez-Hernández, J.C., Sáez, J., Vico, A., Moreno, J., Moral, R. (2020). Evaluating Earthworms' Potential for Remediating Soils Contaminated with Olive Mill Waste Sediments. *Appl. Sci*. 2020, 10, 2624;

Sharifinia, M., Afshari Bahmanbeigloo, Z., Keshavarzifard, M., Hossein Khanjani, M., P. Lyons, 2020. Microplastic pollution as a grand challenge in marine research: A closer look at their adverse impacts on the immune and reproductive systems, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 204, 111109, ISSN 0147-6513.

Shaw, L.J.; Burns, R.G., 2006. Enzyme Activity Profiles and Soil Quality; CABI: Oxford, UK. pp. 158–182.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del Proyecto RECOVER "*Development of innovate biotic simbiosis for plastic biodegradation and synthesis to solve their challenges in the agriculture and food industries*" –BBI-JU-Horizon 2020 n° 887648.

TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS URBANOS EN UN SISTEMA DE COMPOSTAJE CERRADO

Tobías Nuñez[1], Luciano Orden[1,*], Liliana Suñer[1], María del Valle Palenzuela[2], Antonio Rosal[2], Raúl Moral[3]

[1]Dpto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, San Andrés 800, Bahía Blanca 8000, Buenos Aires, Argentina. [3]Dpto. de Biología Molecular e Ingeniería Bioquímica, Universidad Pablo de Olavide, Ctra. de Utrera, km. 1, Sevilla 41013, España [4]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Ctra. de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, España. [*]l.orden@umh.es

Resumen: La eliminación de residuos de origen alimentario es un problema ambiental del Municipio de Bahía Blanca (Argentina) ya que se depositan en el vertedero sin tratamiento previo, causando olores y lixiviados. El compostaje en sistemas rotativos cerrados puede utilizarse para tratar mezclas de residuos de alimentos. Estos sistemas garantizan que el proceso biológico se realice en un entorno cerrado de forma controlada. El objetivo del presente trabajo consistió en evaluar la degradabilidad de residuos sólidos urbanos clasificados en origen (provenientes de locales gastronómicos de un centro comercial) mediante el co-compostaje con residuos lignocelulósicos (rastrojo de trigo) en un sistema cerrado. El equipo utilizado consistió de un tambor rotatorio horizontal con aireación pasiva de 0,75 m^3 (Rotorbuey®). Se registró periódicamente la temperatura y la humedad como indicador de seguimiento del proceso bioxidativo dentro del tambor. La carga inicial para la puesta en funcionamiento se realizó en una proporción 1:1 (v/v) de residuos estructurantes: residuos urbanos en una relación C/N de 30/1. El tambor se programó para rotar de forma continua 2 vueltas $día^{-1}$. Los residuos urbanos se incorporaron semanalmente a razón de 40 dm^3 de forma manual. Las temperaturas mesofílicas se mantuvieron en promedio en 25 °C en la zona de carga durante los 71 días de evaluación del ensayo. Se realizó la caracterización físico-química del compost obtenido. Los resultados obtenidos indican que la utilización de un tambor rotativo automatizado es eficiente para el tratamiento de residuos sólidos orgánicos alimentarios.

Palabras clave: residuos alimentarios, biodegradabilidad, pequeña escala, co-compostaje.

1. Introducción

La gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) es un problema que enfrentan muchos de los países en desarrollo, debido al ritmo acelerado de crecimiento de la población, de la actividad económica y de la urbanización e industrialización que intensifican el proceso de generación de esos residuos. Una gran parte de los residuos sólidos orgánicos urbanos producidos actualmente en Argentina no poseen un destino sanitario y ambientalmente adecuado. A pesar de avances tecnológicos, los residuos todavía son depositados en basurales a cielo abierto ocasionando una elevada producción de lixiviados que puede contaminar el suelo, además de las aguas del nivel freático.

A nivel nacional, en Argentina, se cuenta con una tasa de disposición final en rellenos sanitarios del 64,7 % y una tasa de generación de 1,15 kg habitante $día^{-1}$ de residuos sólidos urbanos (BID-AIDIS-OPS, 2022). En la localidad de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires, Argentina) en el año 2016, los habitantes generaban 0,97 kg habitante $día^{-1}$, siendo aproximadamente el 50% correspondiente a la fracción orgánica (FORSU).

El compostaje es el método más utilizado en todo el mundo para la valorización de los residuos orgánicos clasificados en origen, debido a su fácil implementación y manejo (Meyer-Kohlstock et al., 2015). El proceso apoyándose en diferentes tecnologías, tanto en países desarrollados como en países en vías de desarrollo, (Jara-Samaniego et al., 2017) proporciona la estabilización biológica del sustrato orgánico en condiciones aeróbicas y genera un producto higienizado denominado compost (de Bertoldi et al., 1983), que puede ser utilizado como enmienda de suelo y suministro de nutrientes (Orden et al., 2021).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el proceso de co-compostaje de la FORSU, realizado a pequeña escala mediante la utilización de un sistema dinámico cerrado de compostaje (in-vessel).

2. Materiales y Métodos

Las experiencias fueron realizadas en el campus experimental del Dpto. de Agronomía UNS, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina (38°41´S, 62°15´O) donde se instaló un equipo de compostaje cerrado continuo de pequeña escala (Rotorbuey®, Industrias Montecor SRL). Las características técnicas del reactor se presentan en la Tabla 1. El equipo consiste en un tambor rotatorio horizontal con aireación pasiva. Una vez cargado con los residuos, el equipo rota regularmente a muy baja velocidad, desplazando el contenido hacia la zona de descarga. (Figura 1).

Tabla 1: Características técnicas del compostador.

Parámetro		Valor
Capacidad		0,75 m^3
Dimensiones	Largo	3,75 m
	Ancho	1 m
Motorreductor	Diámetro	0,5 m
	Potencia	50 Watt
	Potencia	24 Vcc

(a) **(b)**

Figura 1. Sistema de compostaje cerrado continuo: (a) carga inicial de residuos, (b) descarga del producto transformado.

Se utilizaron 120 dm^3 de FORSU para la carga inicial realizada el 06/09/2021. Los residuos orgánicos fueron clasificados en origen, recolectados en locales gastronómicos del patio de comidas de un centro comercial. La puesta en funcionamiento se realizó en una mezcla de proporción 1:1 (v/v) FORSU: rastrojo de trigo sin triturar (RT, proveniente del campo experimental de la UNS) para aumentar la porosidad y la aireación del material. Luego, se incorporaron semanalmente 40 dm^3 de mezcla FORSU:RT de forma manual, manteniendo la relación C/N 30:1. A medida que se obtenía compost desde la zona de descarga, se colocaba en un recipiente de 200 L para su maduración (30 días tiempo de retención dentro del equipo).

Se registró periódicamente la temperatura (°C) como indicador de seguimiento del proceso bioxidativo dentro del tambor mediante un medidor digital portátil (Measures Instruments MI-7) con un sensor (ST-2). El monitoreo de la humedad se llevó a cabo por gravimetría (peso constante 48 h en estufa a 105°C). Para regular el exceso de humedad se inclinó el reactor hacia la zona de descarga y se dejaba la puerta de carga abierta cuando era necesario. El equipo compostador se accionaba eléctricamente a una rotación de 2 vueltas $día^{-1}$.

Se realizó la caracterización físico-química de los residuos iniciales (Tabla 2) y del compost obtenido secando las muestras previamente a estufa con aire forzado a 60°C.Se tomaron 3 muestras compuestas de 3 muestras simples del compost al azar durante las 4 fases del

compostaje, luego fueron molidas y tamizadas por 5 mm. Se determinó el pH (potenciométrico) y la conductividad eléctrica (CE) por conductimetría en extracto acuoso 1:5 (Barbaro et al., 2019). El carbono orgánico total (Cot) se analizó por el método de combustión seca (1500 °C LECO, CR12) y el nitrógeno orgánico total (Not) por el método semi micro Kjeldahl (Bremner, 1996). Todas las determinaciones se hicieron por triplicado. Se estimó la relación C/N como el cociente entre Cot y Not. El contenido total de fósforo (P_{total}), se determinó mediante digestión ácida (Sommers & Nelson 1972). Los valores medios de estas determinaciones se presentan en la tabla 2.

Tabla 2: Características analíticas de la materia prima utilizada.

Muestra	pH	CE	Cot	Not	P_{total}
		(dS m^{-1})	%		(ppm)
FORSU	5,69	3,88	40,2	2,45	1946
RT	6,70	2,84	41,7	1,72	1669

3. Resultados y Discusión

La Figura 2 presenta los valores de temperatura obtenidos durante el proceso de compostaje. Se puede observar que no se han superado temperaturas termofílicas (>45 °C), promediando durante toda la experiencia valores de 25 °C, que coincide con rangos de temperatura de otros autores trabajando con residuos vegetales en sistemas cerrados de pequeña escala (Abdallah et al., 2022). La razón por la que la temperatura no se elevó al nivel apropiado para el crecimiento y el dominio de las bacterias termófilas podría deberse a la pequeña cantidad biomasa incorporada dentro del reactor. Tsigkou et al. (2020) utilizó una fuente de calor externa al sistema de compostaje de pequeña escala cerrado para conseguir temperaturas elevadas.

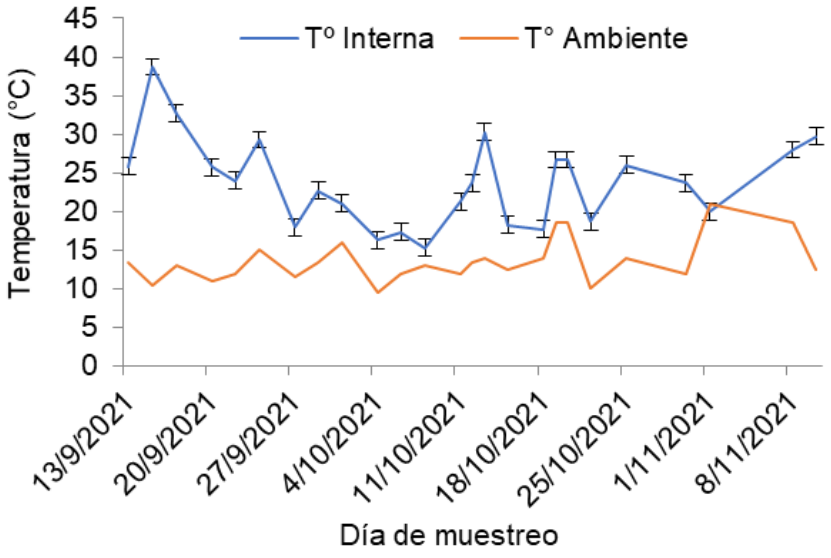


Figura 1: Dinámica de temperaturas del proceso de compostaje a lo largo del tiempo.

El análisis del compost obtenido muestra una reducción significativa de la CE y de pH con respecto a las características iniciales de la materia prima (Tabla 3) parámetros que se debería tener en cuenta en caso de utilizarse como componente para sustratos (Gutiérrez et al., 2021). La relación C:N muestra una disminución típica del proceso de compostaje, en valores adecuados para su utilización como enmienda orgánica en suelos.

Tabla 3. Caracterización del compost final obtenido.

		Compost
pH		5,43
CE	ds m^{-1}	2,57
Cot	%	42,77
Not	%	2,48
K	%	5,60
P_{total}	mg kg^{-1}	1480
C/N	mg kg^{-1}	17,2

4. Conclusiones

Se recomienda aumentar el volumen de la masa utilizada a fin de asegurar que se alcance la etapa termófila, verificando la higienización mediante análisis microbiológicos. No se recomienda el compostaje de pequeña escala de compostaje para el tratamiento de residuos patogénicos. La tecnología evaluada promueve un sistema de gestión diferenciado para el tratamiento de FORSU, siendo recomendable el picado previo para facilitar el proceso. Los resultados obtenidos indican que la utilización de sistemas dinámicos cerrados de compostaje es eficiente para el tratamiento de residuos sólidos orgánicos, generándose un producto de calidad para su uso como enmienda al suelo.

5. Bibliografía

Abdallah, S.E., Mazrou, Y.S.A., Elsakhawy, T., Elgarhy, R., Elmetwalli, A.H., Elsayed, S., Elmessery, W.M. 2022. Optimizing the in-Vessel composting process of sugarbeet dry-Cleaning residue. *Agriculture,* 12, 3, 427.

Barbaro, L., Karlanian, M., Rizzo, P., Riera, N.. 2019. Caracterización de diferentes compost para su uso como componente de sustratos. Chilean J. Agric. Anim. Sci., 35(2):126-13.

BID-AIDIS-OPS. 2022 Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Control y Monitoreo Ambiental. Gestión de residuos sólidos urbanos. https://www.argentina.gob.ar/ambiente/control/rsu (25/5/2022).

Bremner, J.M. 1996. Nitrogen- Total. En: Sparks, DL (ed.). Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods.Chapter 37. Pp. 1085-1121. American Society of Agronomy, SSSA, Madison. Wisconsin, Estados Unidos.

de Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A., 1983. The biology of composting: A review. *Waste Manag.* Res. 1, 157–176.

Gutierrez, A., Orden, L., Postemsky, P., Iocoli, G., Mockel, G., Marinangeli, P. 2022. Compost de agroresiduos como componente de sustratos para plantas ornamentales. *Horticultura Argentina* 41 (104): 7-18.

Jara-Samaniego J., M.D. Pérez-Murcia, M.A. Bustamante, A. Pérez-Espinosa, C. Paredes, M. López, D.B. López-Lluch, I. Gavilanes-Terán, R. Moral. 2017. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: suitability of the obtained composts for seedling production. *J. Clean. Prod*., 141 pp. 1349-1358

Orden, L., Ferreiro, N., Satti, P., Navas-Gracia, L.M., Chico-Santamarta, L., Rodríguez, R.A. 2021. Effects of onion residue, bovine manure compost and compost tea on soils and on the agroecological production of onions. *Agriculture*, 11, 962.

Meyer-Kohlstock, D., Schmitz, T., Kraft, E. 2015. Organic waste for compost and biochar in the EU: mobilizing the potential. *Resources*., 4(3):457-475.

Sommers, L.E., Nelson, D.W. 1972. Determination of total phosphorus in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.,* 36:902-904.

Tsigkou, K., Zagklis, D., Tsafrakidou, P., Zafiri, C., Kornaros, M., 2020. Composting of anaerobic sludge from the co-digestion of used disposable nappies and expired food products. *Waste Manag.,*118.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al Bahía Blanca Plaza Shopping y a la empresa Industrias Montecor S.R.L Estas experiencias se enmarcan dentro del Proyecto de Investigación PD I518 de INTA.

COMPOSTAJE DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA PROCEDENTE DE RECOGIDA SELECTIVA (FORS) EN ENTORNOS URBANOS MEDIANTE LA TECNOLOGÍA GORE© COVER

Joseba Arregi Martínez[1], Pedro María Sacristán González[2], Germán Tortosa[3], Jon Saez de Viguera Erkiaga[4]

[1]Ingurumeneko Hiri Zerbitzuen eta Ingurumen Kalitate Zerbitzuen Zinogotzia / Concejal de Servicios Ambientales Urbanos y Calidad Ambiental del Ayuntamiento de Getxo, Foruak, 6, 48991, Getxo, Bizkaia.
[2]Azpiegiturak, Obrak eta Zerbitzua. Ingurumena Arloa / Area de Infraestructuras, Obras y Servicios. Medio Ambiente del Ayuntamiento de Getxo, Foruak, 6, 48991, Getxo, Bizkaia.
[3]Departamento de Microbiología del Suelo y Sistemas Simbióticos, Estación Experimental del Zaidín (EEZ), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Granada, España.
[4]Garbiker Zuzendari Gerentea / Director Gerente de Garbiker, Bilbao, Bizkaia.

Resumen:
En el siguiente trabajo se presentan los resultados de una experiencia de compostaje de la fracción orgánica procedente de recogida selectiva (FORS) con la tecnología Gore© Cover realizada durante los meses de junio y septiembre de 2021. El compostaje se realizó sobre una pila trapezoidal de 20 m de longitud, 2,5 metros de ancho y alto, elaborada con un 10 % de compost maduro y 90 % de fracción FORS. Durante el proceso se controló la temperatura, siendo termófila durante más de dos meses. El compost obtenido fue ligeramente básico y con una salinidad elevada, típica de este tipo de materiales. Su contenido en nutrientes fue notable, en especial el nitrógeno, fósforo y potasio con valores de 2,63 ± 0,24 %, 0,98 ± 0,10 y 13,4 ± 0,8 g kg^{-1}, respectivamente. El compost no presentó microorganismos patógenos y se catalogó como clase A.

Palabras clave: Compostaje cubierto, compostar en entornos urbanos, FORM, residuos urbanos, recogida selectiva.

1. Introducción

Los biorresiduos se definen como la fracción biodegradable de los residuos producidos a nivel doméstico, comercial o local. Dentro de los biorresiduos destaca la fracción orgánica procedente de recogida selectiva (FORS), que se caracteriza por alto contenido de agua y materia orgánica fácilmente biodegradable, y bajo contenido en contaminantes como los metales pesados. El municipio de Getxo (Bizkaia) cuenta en la actualidad con 315 contenedores marrones para recogida selectiva de materia orgánica, para un objetivo de separación en origen de 9000 toneladas de fracción urbana de residuo municipal (FORM). La cercanía del Complejo Ambiental de Larrañazubi a la población exige no generar olores ni lixiviados en el proceso. Para evitarlo, existe la tecnología de compostaje Gore© Cover que se basa en cubrir las pilas con una lona de un material específico que permite la aireación pero no la liberación de olores y una reducción del nivel de humedad de la materia a tratar junto con un sistema de ventilación forzada que optimiza y acelera el proceso.

El objetivo de este estudio fue evaluar el empleo de la tecnología Gore© Cover en el proceso de compostaje de residuos FORS generados en el municipio de Getxo y analizar la calidad del compost resultante.

2. Material y métodos

El experimento se realizó en las instalaciones del punto limpio del municipio de Getxo (Bizkaia) (Figura 1). Se elaboró una pila trapezoidal de 50 t, con unas dimensiones de 20 m de longitud, 2,5 metros de ancho y alto, respectivamente. Sobre la base, se instaló un sistema de

aireación conformado por una tubería perforada de 30 cm de diámetro, que estaba acoplada a dos ventiladores de 1,8 Kw de potencia. La pila inicial se hizo mezclando un 10 % de un compost vegetal maduro y un 90 % de fracción FORS (v/v) con la ayuda de una máquina retro-excavadora. Una vez dispuesta la mezcla sobre el sistema de ventilación, se cubrió con el sistema Gore© Cover y se instalaron cinco sondas de temperatura y de oxígeno para controlar el proceso. El compostaje se inició el 26/06/2021 y se terminó el 21/09/2021, momento en el que se procedió a retirar la cubierta Gore© Cover coincidiendo con el descenso de la temperatura termófila, tal y como puede apreciarse en la Figura 2.

Tanto al inicio del proceso (residuo FORS) como al final (compost FORS) se recogieron muestras representativas de los materiales para ser analizados según lo descrito en Tortosa y col. (2012) (Tabla 1).

3. Resultados y discusión

El residuo FORM empleado en este experimento presentó una naturaleza ácida (5,1 ± 0,3), y una elevada salinidad (8,78 ± 0,53 dS m^{-1}) (Tabla 1). Su contenido en carbono orgánico y nitrógeno total fue de 31,40 ± 1,32 y 2,51 ± 0,35 % respectivamente, dando una relación $C_{OT}N_T$ de 12,51 ± 1,42. Tenía un nivel de nutrientes equilibrado, destacando el potasio y el calcio, con valores medios de 13,4 ± 0,8 y 41,7 ± 3,4 g kg^{-1}. El contenido de metales pesados fue bajo, como era de esperar en este tipo de materiales, y no se detectó la presencia de microorganismos patógenos (*Salmonella* y *E. coli*).

Debido a su descompensada relación C_{OT}/N_T, este residuo se mezcló con un compost de origen vegetal en proporción 10/90 (v/v) cuyo contenido de C_{OT} fue mayor. Una vez elaborada la mezcla, la pila se cubrió con el sistema Gore© Cover y al poco tiempo, experimentó una subida de la temperatura apreciable, tal y como muestra la Figura 2. El proceso alcanzó temperaturas termófilas a las tres semanas, y estas duraron cerca de 52 días, tiempo suficiente para asegurar su correcta higienización. Durante el experimento no se observó generación de lixiviados ni producción de malos olores.

Tras 82 días de compostaje, se procedió a la retirada de la cubierta Gore© Cover y a la caracterización del material resultante (Tabla 1). El compost tenía una naturaleza ligeramente básica, con valores de 7,70 ± 0,05, y una salinidad elevada, característica de este tipo de muestras. Su contenido de nutrientes fue destacable, en especial el nitrógeno, fósforo y potasio, con valores de 2,63 ± 0,24 %, 0,98 ± 0,10 y 13,4 ± 0,8 g kg^{-1} respectivamente. También fue importante el calcio (69,2 ± 5,5 g kg-1), magnesio (3,3 ± 0,1 g kg^{-1}), sodio (3,2 ± 0,2 g kg^{-1}), azufre (4,4 ± 0,1 g kg^{-1}) y hierro (5,1 ± 0,6 g kg^{-1}). Su relación C_{OT}/N_T fue menor de 20, por lo que cumplió con los requerimientos de la categoría Enmienda orgánica Compost recogida en la legislación vigente (RD 999/2017, de 24 de noviembre, y posteriores modificaciones). El contenido de metales pesados fue bajo, por lo el compost se clasificó como Clase A, y tampoco presentó microorganismos patógenos. El índice de germinación de Zucconi mostró que el compost presentaba cierta fitotoxicidad (51,3 ± 1,2 %), debido posiblemente a su alto contenido en sales, y a cierto grado de inmadurez, lo que indicó la conveniencia de un periodo de maduración.

4. Conclusiones

La tecnología de compostaje Gore© Cover con ventilación forzada es una opción viable para el compostaje de residuos FORS en lugares cercanos a núcleos de población.

5. Bibliografía

Tortosa G., Alburquerque J.A., Ait-Baddi G., Cegarra J. 2012. The production of commercial organic amendments and fertilisers by composting of two-phase olive mill waste (“alperujo”). *J. Clean. Prod.* 26, 48-55.

Figura 1. Desarrollo experimental del estudio: A) Aspecto de los residuos FORS y del compost vegetal usando como estructurante, B) sistema de aireación forzada situado en la base de la pila, C) elaboración de la mezcla a compostar con una máquina retro-excavadora, D) aspecto de la pila al inicio del compostaje, E) instalación de la cubierta Gore© Cover, F) sondas de temperatura y oxígeno instaladas a lo largo de la pila y G) aspecto del compost al finalizar el experimento.

Tabla 1. Caracterización del residuo FORS usando en este experimento y del compost resultante.

***Parámetros*[1]**	**FORS**	**Compost de FORS**
Humedad (%)	81,0 ± 6,7	79,0 ± 8,7
pH[2]	5,10 ± 0,30	7,70 ± 0,05
Conductividad eléctrica[2] (dS m^{-1})	8,78 ± 0,53	5,67 ± 0,23
C_T(%)	38,35 ± 2,78	40,55 ± 1,35
C_{OT}(%)	31,40 ± 1,32	36,20 ±2,17
N_T(%)	2,51 ± 0,35	2,63 ± 0,24
Relación C_{OT}/N_T	12,51 ± 1,42	13,88 ± 2,00
Fósforo (g kg^{-1})	0,99 ± 0,08	0,98 ± 0,01
Potasio (g kg^{-1})	13,6 ± 0,4	13,4 ± 0,8
Calcio (g kg^{-1})	41,7 ± 3,4	69,2 ± 5,5
Magnesio (mg kg^{-1})	1823 ± 203	3295 ± 132
Sodio (mg kg^{-1})	3623 ± 201	3202 ± 209
Azufre (mg kg^{-1})	3532 ± 79	4368 ± 144
Hierro (mg kg^{-1})	1912 ± 352	5142 ± 584
Cobre (mg kg^{-1})	15 ± 1	39 ± 1
Manganeso (mg kg^{-1})	39 ± 1	129 ± 2
Zinc (mg kg^{-1})	51 ± 2	166 ± 9
Molibdemo (mg kg^{-1})	nd	2 ± 0
Mercurio (mg kg^{-1})	nd	0 ± 0
Plomo (mg kg^{-1})	3 ± 0	14 ± 0
Cromo (mg kg^{-1})	8 ± 1	17 ± 1
Niquel (mg kg^{-1})	4 ± 0	8 ± 1
Cadmio (mg kg^{-1})	nd	1 ± 0
Salmonella spp.	Ausencia en 25 g.	Ausencia en 25 g.
E. coli (NMP g^{-1})	<3	<3

[1]Datos expresados sobre materia seca; [2]extracto acuoso 1:10; C_T: carbono total; C_{OT}: carbono orgánico total; N_T: nitrógeno total; nd: no detectado; NMP: número más probable.

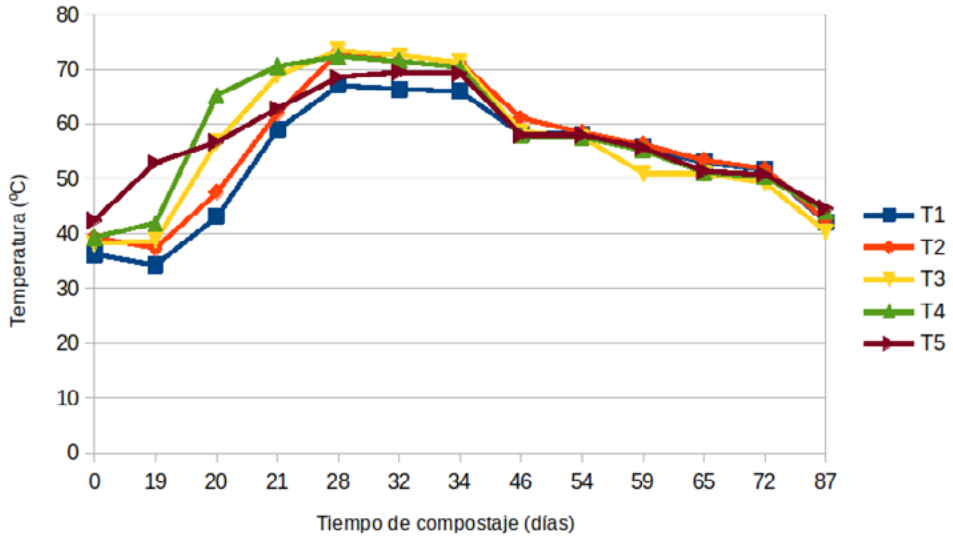


Figura 2. Evolución de la temperatura de la pila de compostaje dentro de la cubierta Gore© Cover. T1-T5 corresponde a los datos de las cinco sondas empleadas en este estudio.

HIGIENIZACIÓN EN PILAS DE COMPOSTAJE DE FORSU Y FANGO: EFECTO DE LA PROFUNDIDAD DEL MATERIAL EN LA EVOLUCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA

Andrea López[1], Dayana Jojoa[2], Julen Fernández[1], Jairo Gómez[1], Natividad Miguel[2], Mª Peña Ormad[2]

[1]Navarra de Infraestructuras Locales S.A. (NILSA), Avda. Barañain 22, 31008, Pamplona.
[2]Grupo Agua y Salud Ambiental (T51_17R), Instituto Universitario de Ciencias Ambientales de Aragón (IUCA), Dpto. Ingeniería Química y Tecnologías del Medio Ambiente, Universidad de Zaragoza.

Resumen: En el marco del proyecto LIFE NAdapta (LIFE16 IPC/ES/000001), NILSA en colaboración con la Universidad de Zaragoza elaboran compost a partir tanto de fango digerido (FG) de depuradora, como de la fracción orgánica de Residuos Domésticos (RD), realizando experimentación a escala piloto en pilas volteadas. Los materiales compostados son usados como enmienda orgánica en campos agrícolas para mejorar sus propiedades agronómicas. Es de interés sanitario estudiar la evolución de indicadores de contaminación microbiológica (ICM) para el control del proceso y la calidad del producto final, así como establecer posibles relaciones entre ciertos parámetros fisicoquímicos y la higienización del material. Para ello, se lleva a cabo el seguimiento de la concentración de coliformes totales, *E.coli y Enterococcus*. Los materiales se disponen en pilas de aproximadamente 6m^3, con relación 1:6 fango:estructurante (FG:E) y 1:0,5 RD:estructurante (RD:E). La concentración inicial de los ICM en la pila de fango es de entre 10^4-10^6UFC/g y entre 10^7-10^8UFC/g en la de RD y su evolución difiere según la profundidad en el material, lo que hace evidente la relevancia de conocer los gradientes de temperatura en diferentes zonas, particularmente en las etapas del proceso en las que se alcanzan las temperaturas de higienización, de tal forma que se minimicen la diferencias en la concentración de ICM en etapas posteriores (mesófila). Se destaca la necesidad de identificar las zonas frías de la pila y disponer de estrategias que garanticen la homogénea higienización, y así, eliminar el riesgo sanitario y ambiental asociado.

Palabras clave: Compost, indicadores de contaminación microbiológica, etapa termófila, higienización, riesgo sanitario y ambiental.

1. Introducción

La Directiva Marco de Residuos (Directiva 2018/851), remarca la importancia de proteger el medio ambiente y la salud humana mediante la prevención o reducción de los impactos adversos de la generación y gestión de residuos y la reducción del impacto global del uso de recursos. Además, se propone incentivar el reciclado, incluido el compostaje y la digestión, de los denominados biorresiduos, entre los que se encuentran residuos alimentarios y de cocina procedentes de hogares. Por otro lado, de acuerdo con el Registro Nacional de Fangos, en España se producen al año $1.2 \cdot 10^4$ t (materia seca) de fango de depuradora y entorno al 80% del fango tiene aplicación agrícola (https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/lodos-depuradora/, MITERD, 2022) por lo que resulta necesario garantizar que la transformación y aprovechamiento de dichas fuentes se haga en condiciones ambientales y sanitarias seguras. En la Comunidad Foral de Navarra (CFN), el Plan de Residuos de Navarra 2017-2027 es el instrumento básico de la política de prevención y gestión de residuos en los próximos años. De las 76400 t de fango producidas en Navarra en 2014, el 88% tuvo aplicación agrícola. Dentro de los objetivos estratégicos del Plan, el "*Estudio para la minimización de sustancias contaminantes y peligrosas en los abonos o enmiendas fertilizantes obtenidas a partir de los biorresiduos*", persigue evitar el riesgo ambiental y sanitario asociado. El Proyecto Life-NADAPTA (LIFE16 IPC/ES/000001), sobre estrategias de adaptación al Cambio Climático en la Comunidad Foral de Navarra, incluye en la línea de actuación de *Agricultura*, la *"Optimización de la adaptabilidad de los agro-sistemas al Cambio Climático mediante estrategias de gestión del suelo, materia orgánica y cultivos"*, con el uso de enmiendas

orgánicas como fertilizante agrícola, contribuyendo así al uso eficiente de recursos y la economía circular. El estudio de variables que mejoren el proceso de compostaje y su higienización es por tanto de gran interés. Es objetivo de este trabajo es hacer un seguimiento de la evolución de la temperatura y la contaminación microbiológica durante el proceso de compostaje de la fracción orgánica de RD y de fango en puntos seleccionados a diferentes profundidades de pila a escala piloto. Además, se realiza el seguimiento de humedad, DQO (mg/L), N-amoniacal (mg/L), conductividad (μS/cm), pH y el grado de madurez como parámetros de control del proceso.

2. Material y Métodos

2.1 Instalaciones de compostaje

Los procesos de compostaje se llevan a cabo mediante pilas volteadas a escala piloto en la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Tudela. Cada pila, de 4-6 m^3 se forma con Fango (FG) o RD y residuos de poda como estructurante (ratios de material: estructurante de 1:0,5 v/v en la pila de RD y 1:6 v/v en la pila de fango). Las fases de compostaje fueron de al menos 15 semanas, periodo de tiempo después del cual el compost fue cribado y almacenado para su posterior uso.

2.2 Toma de muestras y pretratamiento

Se toman muestras puntuales en seis lugares fijos de la pila. Tres puntos de muestreo se ubican de forma equidistante en cada lado de la pila. Además, la distancia desde el punto de muestra a la superficie varía: punto superficial (P. Sup.) a 0-5 cm, profundidad intermedia (P. Int) 10-20 cm, y mayor profundidad (P. prof.) > 30 cm. El muestreo se realiza de forma manual con pala y a su vez se mide la temperatura de cada lugar. Las muestras se preparan en el laboratorio de la EDAR de Tudela y el análisis microbiológico se realiza en el laboratorio del Grupo de Agua y Salud Ambiental de la Universidad de Zaragoza.

2.3 Parámetros físico-químicos

La temperatura se controla de manera continua mediante sensores que registran valores cada 5 minutos. Con una frecuencia entre 1-3 veces por semana se analizan en muestras compuestas los siguientes parámetros: DQO (mg/L), amonio (mg/L), % de humedad y pH considerando los métodos estándar, SM 2540-D. También se determina el grado de madurez del compost final mediante la determinación del grado Rotte (UNE-EN 16087-2).

2.4 Parámetros microbiológicos

Una vez a la semana se determinan los parámetros microbiológicos. La cuantificación de la concentración de Coliformes totales, *E. coli* y *Enterococcus* sp. se realiza antes de 24h tras la toma de muestras por el método de placa difusa y las diluciones seriadas siguiendo metodología estandarizada (ISO 8199:2019 y ISO 6222:1999). Considerando que la muestra es sólida, se realiza una extracción en líquido. En un recipiente estéril se agregan 10 g de muestra y vierten 90 mL de solución NaCl 0.9 %. La mezcla es macerada durante 5 min y el filtrado es D0. Se preparan y usan diluciones hasta la D-4 y se siembran por duplicado. Tras el periodo de incubación, se realiza el recuento en placa y se calcular el % de humedad de cada muestra, según SM 2540-D. La concentración es expresada en UFC/gramo de peso seco.

3. Resultados y Discusión

La Figura 1a muestra el seguimiento de la temperatura de las pilas de RD y FG de forma continua (mediante sondas) y periódica (*in situ*). Como se puede observar, la Etapa Termófla (E_T) es claramente diferenciable en las 6 primeras semanas del proceso para RD y bastante superior semanas para Fango. Las temperaturas que se registraron (hasta 70°C durante más de

una hora) favorecen la higienización. Para el R D tras la semana 6, se observa que la temperatura disminuye paulatinamente durante la Etapa Mesófila (E_M) del proceso, mientras que para el Fango el proceso ha sido más largo, pasando a la E_M tras más de 16 semanas.

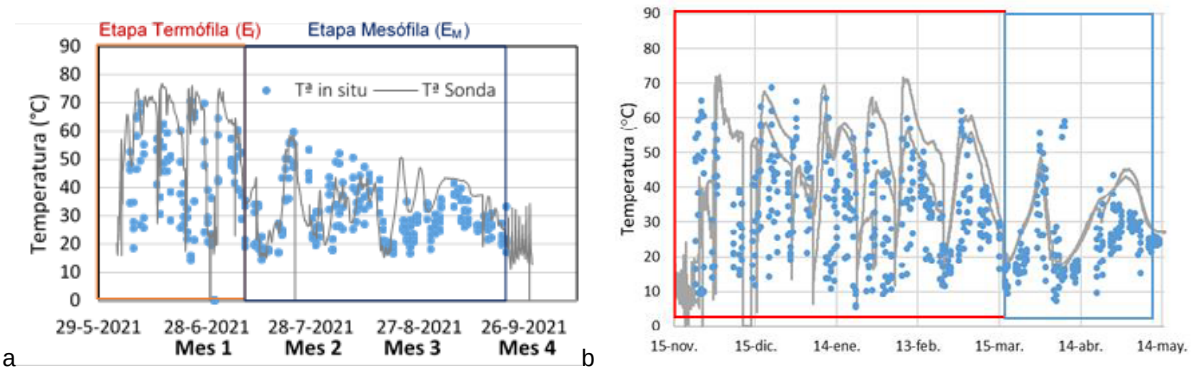


Figura 1. Seguimiento de la temperatura de pilas de compostaje de FORSU (a) y FG (b) en continuo e *in situ*.

De forma paralela se lleva a cabo el seguimiento a las temperaturas a diferente profundidad, (P. Sup, P. Int y P. Prof.). En la figura 2 se presentan las temperaturas registradas de la pila de RD y de FG durante 4 meses de proceso, donde se evidencian amplias diferencias en los valores para la misma fecha y pila, pero en zonas diferentes. Estos gradientes de temperatura en ambos casos resultan llamativos, puesto que demuestran que para el RD, los puntos superficiales e intermedios en ninguna fase del proceso logran temperaturas capaces de disminuir o eliminar la contaminación microbiológica inicial (entre 10^7-10^8 UFC/g en el RD:E y 10^4-10^6 UFC/g en FG:E). De hecho, solo en los puntos de mayor profundidad se alcanzaría la higienización.

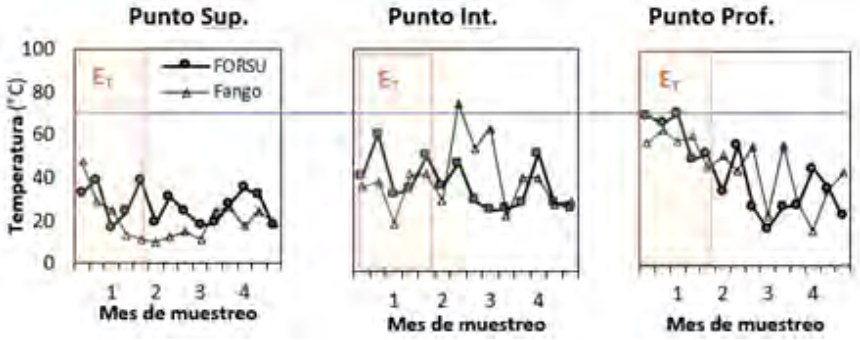


Figura 2. Seguimiento de la temperatura de pila de compostaje de RD en puntos a diferente profundidad.

Se observa la misma tendencia para el fango en P.Sup pero en el interior sí logra las condiciones de higienización, lo que refleja posiblemente la necesidad de una mayor homogenización de la pila debido a los conglomerados de fango. No obstante, se observan altos gradientes de temperatura. Estas observaciones fueron confirmadas por el seguimiento de los tres ICM. En la figura 3 se muestra la evolución de la concentración (UFC/g) en los tres puntos de las pilas de RD. Como se remarca, la concentración microbiológica durante la E_T difiere considerablemente entre las zonas estudiadas, de hecho, se llega a concentraciones en P. prof. $<10^2$ UFC/g de *E.coli* y Coliformes Totales, así como $<10^4$ UFC/g para *Enterococcus*, lo que supone reducciones de aproximadamente 4 órdenes de magnitud. Sin embargo, en el P. Sup. la concentración disminuye a lo sumo 1 orden de magnitud. Las concentraciones del punto intermedio reflejan una disminución de los ICM, pero también el posible recrecimiento y/o recontaminación a la mezcla en el volteo o a su cercanía a los P. sup. De forma análoga, en los P. int, una vez finaliza la E_T, la concentración tiende a aumentar, posiblemente debido a las mismas razones que justifican el crecimiento en P.Int. Finalmente, se observa que en los P.sup, la concentración disminuye en la última etapa del proceso, probablemente por la mezcla con materiales de zonas higienizadas durante el volteo y/o debido a la humedad, al ser lugares más

susceptibles de perder agua, condición que podría tener implicaciones en la viabilidad bacteriana.

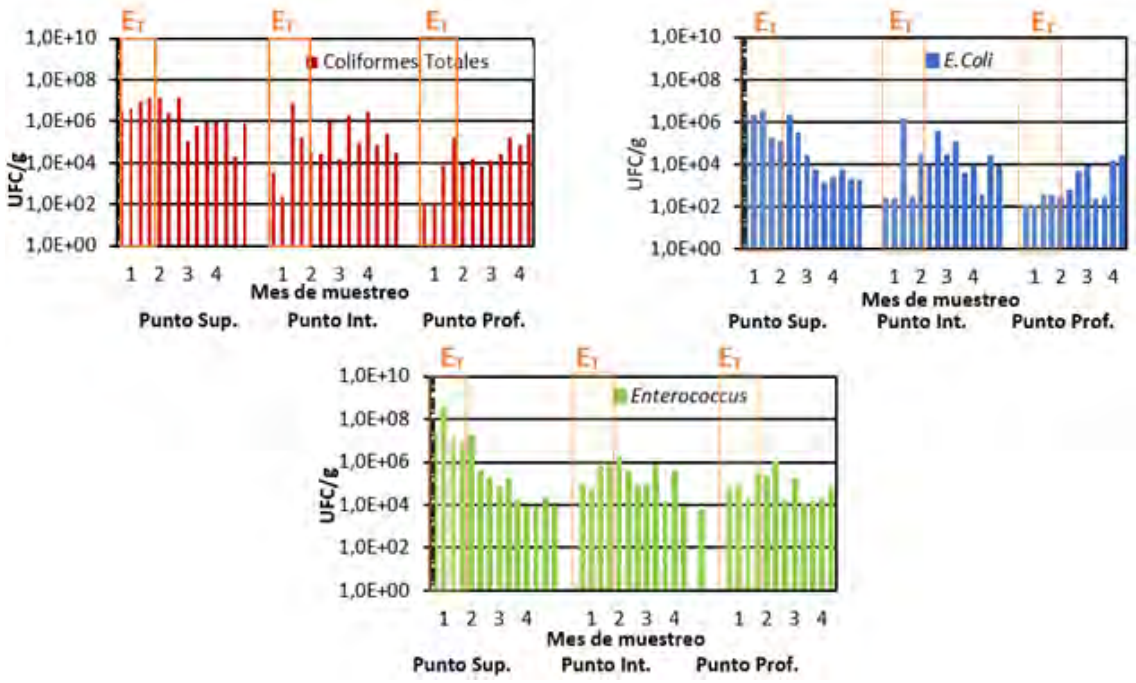


Figura 3. Seguimiento de *E. coli,* Coliformes Totales y *Enterococcus* en puntos a diferentes profundidades en pilas de RD en proceso de compostaje.

Se registran resultados similares para las pilas de FG, pero las concentraciones iniciales son menos elevadas que las de la pila de RD, probablemente debido a que el fango ha tenido previamente un tratamiento de digestión donde se ha reducido parte de la carga microbiológica y al mantenerse más tiempo temperaturas elevadas es más probable la reducción de ICM durante el proceso. Finalmente, la disminución de pH y DQO durante el proceso para ambos materiales, reflejan la estabilización y maduración de la materia orgánica presente, que es confirmada por el valor de V para la prueba Rottegrade en muestras compuestas y superficiales.

4. Conclusiones

-Durante la etapa termófila en el proceso de compostaje de las pilas volteadas a escala piloto de FG y RD, existen gradientes de temperatura en diferentes zonas, los cuales reflejan baja reducción microbiológica en algunos puntos.
-El % de humedad en la pila puede afectar a la concentración de los ICM en los puntos más externos de las pilas de compostaje.
-Resulta de interés controlar las condiciones de tal forma que se higienice todo el material. Todo ello en la E_T, puesto que una vez es consumida la mayor parte de materia orgánica biodegradable, no se registran temperaturas capaces de eliminar o reducir la concentración de patógenos en la pila.
-Bajo las condiciones de trabajo ejecutadas se logran valores en los parámetros físico químicos aceptables para el material compostado.
-Se trabaja en establecer la relación y efecto de algunos parámetros físico químicos en diferentes zonas de la pila con los ICM para garantizar mejores características sanitarias y ambientales.

5. Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en el Proyecto Life-NADAPTA (LIFE16 IPC/ES/000001), en una acción liderada por INTIA, sociedad pública adscrita al Departamento de Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Administración Local.

PROCESO ANAEROBIO DE CO-DIGESTIÓN DE LODOS, VINAZAS Y RESIDUOS DE PESCADO MEDIANTE LA TECNOLOGÍA EN FASE SECUENCIAL DE TEMPERATURA

Rocío Auxiliadora López[1], Montserrat Pérez[2], Rosario Solera[3]

Universidad de Cádiz. Dpto. Tecnologías del Medio Ambiente.
rocio.lopezrodriguez@alum.uca.es[1], montserrat.perez@uca.es[2], rosario.solera@uca.es[3]

Resumen: En el presente trabajo se estudia la posible valorización energética mediante co-digestión anaerobia en fase secuencial de temperatura (TPAD) de dos mezclas de diferente naturaleza: lodos+vinazas de vino (L+V, v:v) y lodos+residuos de pescado (L+P, v:v). Para alcanzar estos objetivos se desarrolla un estudio secuencial en el que se ensaya el potencial bioquímico de hidrógeno (BHP) seguido de un ensayo de potencial bioquímico de metano (BMP) que permitirá evaluar la rentabilidad del proceso en dos etapas. Finalizados los ensayos, se puede afirmar que el proceso de co-digestión anaerobia TPAD de las mezclas estudiadas es efectivo para la producción de H_2 y CH_4 alcanzando rendimientos de 17,92 mL H_2 / g $SV_{añadidos}$ y 45,79 mL CH_4 / g $SV_{añadidos}$ para la mezcla L+V y rendimientos de 2,04 mL H_2 / g $SV_{añadidos}$ y 28,76 mL CH_4 / g $SV_{añadidos}$ para la mezcla L+P.

Palabras clave: producción de biohidrógeno, producción de biometano, ensayos de biodegradabilidad.

1. Introducción

Actualmente, el consumo excesivo de combustibles fósiles y la creciente cantidad de residuos generados son problemas mundiales muy importantes que suponen una carga cada vez más pesada para nuestro medio ambiente (Cheng y col., 2016a).

Entre esos residuos se encuentran los lodos de depuradora caracterizados por su alto contenido orgánico (Sillero y col., 2022) y las vinazas con un pH ácido, alta corrosividad y alta carga orgánica (Ripoll y col., 2020).

Una de las alternativas para el tratamiento de estos residuos es la digestión anaerobia. Durante este proceso se produce una transformación de la materia orgánica, vía microbiológica y en ausencia de oxígeno, en dos principales productos finales: metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), además de un producto final digerido (Gould, 2014). Se han realizado múltiples estudios sobre cómo mejorar la producción de biometano siendo la co-digestión con residuos agroalimentarios uno de los métodos más eficientes (Maragkaki y col., 2017).

Para determinar la biodegradabilidad anaerobia de un sustrato orgánico y conocer su capacidad de producción de metano, se realizan ensayos de biodegradabilidad denominados tests de potencial bioquímico de metano (BMP) (Owen y col., 1979).

El objetivo principal de la investigación es determinar el potencial de generación de H_2 y CH_4 a través de la tecnología TPAD de las dos mezclas estudiadas, lodos+vinazas de vino y lodos+residuos de pescado.

2. Material y Métodos

Los sustratos utilizados son tres residuos orgánicos de interés en nuestra comarca: lodos de EDAR, vinazas de vino y residuos de la industria pesquera. Se preparan dos mezclas de residuos: lodos de depuradora combinados con vinazas (L+V) y, por otro lado, estos mismos lodos con los residuos de pescado (L+P), ambas mezclas en proporción 1:1 (v:v).

2.1 Diseño experimental

Para determinar la cantidad de biogás que se puede generar a partir de la degradación anaerobia de los sustratos se emplean, en primer lugar, tests de potencial bioquímico de hidrógeno (BHP) para estudiar la cantidad de H_2 generado en la primera etapa del proceso.

Seguidamente, una vez cesa la producción de H_2, se llevan a cabo tests de potencial bioquímico de metano (BMP) para determinar la cantidad de CH_4 generado al final del proceso.

En primer lugar, se llevan a cabo los ensayos BHP en los cuales se emplean las mezclas de L+V y L+P junto a un inóculo termofílico en una proporción 1:1 (v:v).

Una vez finalizan estos ensayos, las mezclas resultantes de los ensayos BHP se emplean para la realización de los ensayos BMP pero, en este caso, junto a un inóculo mesofílico en una proporción 1:1 (v:v).

Los inóculos empleados son los efluentes de un digestor anaerobio termofílico y un digestor anaerobio mesofílico de 5 litros de volumen de operación y 20 días de tiempo hidráulico de retención (THR) que trabajan en la digestión de lodos de EDAR.

2.2 Métodos analíticos

Al inicio de los ensayos, se lleva a cabo una caracterización inicial de los sustratos, los inóculos y las mezclas mediante el análisis de pH, demanda química de oxígeno (total (DQOt) y soluble (DQOs)), sólidos (totales (ST) y volátiles (SV)), ácidos grasos volátiles (AGV) y relación C/N.

Diariamente se mide la composición y volumen del gas de todos los reactores. Una vez que la producción de biogás cesa, se realiza una caracterización final del contenido de las botellas para analizar el rendimiento de depuración de las mezclas.

3. Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se recogen los resultados obtenidos de los principales parámetros analizados de los sustratos empleados en el análisis del proceso.

Tabla 1. Caracterización inicial de los sustratos e inóculos empleados en los ensayos.

Parámetros	Inóculo T	Inóculo M	Lodo	Vinaza	Pescado
pH	7,74 ± 0,00	7,61 ± 0,03	6,10 ± 0,00	2,30 ± 0,10	8,53 ± 0,05
ST, g/L	27,6 ± 0,12	26,35 ± 0,21	43,15 ± 0,11	15,57 ± 1,08	8,97 ± 0,14
SV, g/L	19,9 ± 0,11	17,68 ± 0,11	35,38 ± 0,15	13,20 ± 0,09	8,23 ± 0,12
DQOT, g/L	34,62 ± 0,00	31,95 ± 0,00	44,72 ± 0,00	29,33 ± 0,00	23,66 ± 0,03
DQOS, g/L	20,6 ± 0,00	16,13 ± 0,00	15,67 ± 0,00	28,79 ± 0,00	20,01 ± 0,02
C/N	12,65 ± 0,01	13,10 ± 0,03	44,15 ± 0,07	149,82 ± 0,14	21,77 ± 0,04
AGV, g/L	2,50 ± 0,04	2,48 ± 0,07	0,72 ± 0,05	2,18 ± 0,10	3,07 ± 0,03

Cada valor representa la media de tres réplicas (± desviación estándar).

Como se observa en la Tabla 1, las vinazas presentan los valores más bajos de pH (2,3) frente a los valores del resto de sustratos ensayados.

En cuanto a la DQO, los valores más bajos se encuentran en los desechos de pescado, en el rango 8-9g/L tanto para la DQO total como soluble. Al igual que para las vinazas, la mayor parte de la materia orgánica se encuentra solubilizada como queda manifiesto por la similitud en valores de DQOt y DQOs (Luque, 2019).

En lo que respecta al contenido de sólidos, los valores de ST y SV más altos son los del lodo, presentando 45,0g ST/L de los cuales 16,0 g/L son volátiles.

Por otra parte, la relación C/N más alta es la de la vinaza sobresaliendo respecto al resto de valores con una gran diferencia. Este valor de C/N de 150 es muy alto e indicativo del elevado contenido en C frente a N. En cuanto a los residuos de pescado, presentan una relación adecuada para el proceso anaerobio, según marcan numerosos autores (Khalid y col., 2011).

Por último, el residuo que presenta mayor acidez total (3,1g AcH/L) son los desechos de pescado en comparación con los lodos los cuales tienen valores bajos de los principales AGV, con un valor de 0,7g/L.

3.1. Rendimiento de H_2 obtenido para ambas mezclas al final del BHP

El rendimiento de H_2 es un buen indicador de la eficacia del proceso que permite comparar diferentes residuos. Como se puede comprobar en la Figura 1, se obtiene un rendimiento de 17,92 mL H_2 / g $SV_{añadidos}$ para la mezcla L+V, mientras que la mezcla L+P presenta un rendimiento de 2,04 mL H_2 / g $SV_{añadidos}$. Este valor es 9 veces inferior al encontrado para la mezcla L+V.

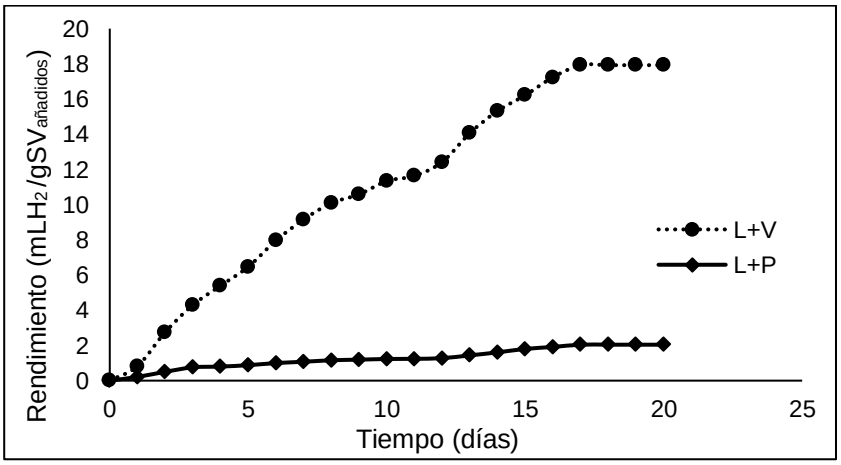


Figura 1. Rendimiento H_2 durante el ensayo BHP dos etapas de las mezclas estudiadas.

En general, el rendimiento de producción de hidrógeno suele variar de un residuo a otro, e incluso para un mismo tipo de residuo según las condiciones de operación. En muchos casos se demuestra que la co-fermentación de lodos con otros residuos tiene un efecto sinérgico sobre la producción de biohidrógeno. Así en la co-fermentación de lodos con residuos de alimentos, Kim y col. (2011) obtienen un rendimiento de 162 mL / g $SV_{añadidos}$ y Cheng y col. (2016b) de 174,6 mL / g $SV_{añadidos}$, el cual es 49,9 % mayor que el promedio calculado a partir de la monofermentación de residuos de alimentos y lodos de depuradoras.

3.2. Rendimiento de CH_4 obtenido para ambas mezclas al final del BMP

En el presente apartado, se realiza una comparativa del rendimiento de CH_4 alcanzado al final del proceso TPAD en ambas mezclas. De esta forma, es posible comprobar qué mezcla es más ventajosa para la generación de CH_4.

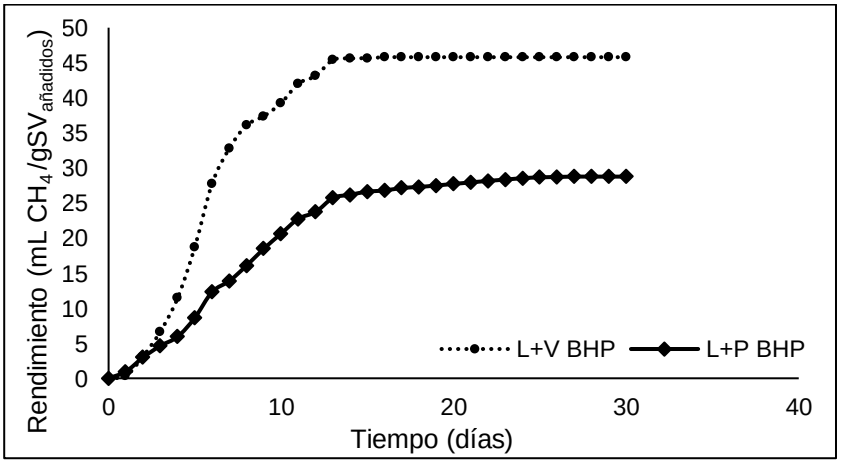


Figura 2. Rendimiento CH_4 durante el ensayo BMP dos etapas de las mezclas estudiadas.

Los resultados experimentales mostrados en la Figura 2, demuestran que el proceso de co-digestión anaerobia TPAD de la mezcla L+V es más efectivo para la producción de CH_4 alcanzando un rendimiento de 45,79 mL CH_4 / g $SV_{añadidos}$ frente a 28,76 mL CH_4 / g $SV_{añadidos}$ para la mezcla L+P.

Las fluctuaciones en los rendimientos de CH_4 pueden ser causa de las distintas composiciones químicas de los sustratos utilizados y de las condiciones a la cuales se lleva a cabo la digestión anaerobia como la temperatura (Tena y col., 2021).

4. Conclusiones

Los resultados experimentales demuestran que el proceso de co-digestión anaerobia en fase secuencial de temperatura de las mezclas estudiadas es efectivo para la producción de H_2 y CH_4 alcanzando rendimientos de 17,92 mL H_2 / g $SV_{añadidos}$ y 45,79 mL CH_4 / g $SV_{añadidos}$ para la mezcla L+V y rendimientos de 2,04 mL H_2 / g $SV_{añadidos}$ y 28,76 mL CH_4 / g $SV_{añadidos}$ para la mezcla L+P.

Se puede afirmar que la mejor combinación de las mezclas estudiadas para la generación de H_2 y CH_4 es la mezcla L+V.

5. Bibliografía

Cheng J., Ding L., Lin R., Liu M., Zhou J., & Cen K. 2016a. Physicochemical characterization of typical municipal solid wastes for fermentative hydrogen and methane co-production. *Energy Conversion and Management.* 117, 297-304.

Cheng J., Ding L., Lin R., Yue L., Liu J., Zhou J., & Cen, K. 2016b. Fermentative biohydrogen and biomethane co-production from mixture of food waste and sewage sludge: Effects of physiochemical properties and mix ratios on fermentation performance. *Applied Energy*. 184, 1-8.

Gould, M.C. 2014. Bioenergy and Anaerobic Digestion. *Bioenergy.* Dahiya A. Ed. USA: Academic Press. p.297-317.

Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., & Dawson, L. 2011. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*. 31(8), 1737-1744.

Kim D. H., Kim S. H., Kim H. W., Kim M. S., & Shin H. S. 2011. Sewage sludge addition to food waste synergistically enhances hydrogen fermentation performance. *Bioresource Technology*. 102(18), 8501-8506.

Luque, B. 2019. Producción de hidrógeno mediante co-digestión de lodos y biosólidos. Trabajo Fin de Máster. *Universidad de Cádiz.*

Maragkaki A.E., Fountoulakis M., Gypakis A., Kyriakou A., Lasaridi K., & Manios T. 2017. Co-digestión anaerobia a escala piloto de lodos de depuradora con subproductos agroindustriales para aumentar la producción de biogás de digestores existentes en plantas de tratamiento de aguas residuales. *Gestión de residuos*. 59, 362-370.

Owen W.F., Stuckey D.C., Healy J.B., Young L.Y., & McCarty P.L. 1979. Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Res*. 13(6), 485-92.

Ripoll, V., Agabo-garcía, C., Pérez, M., & Solera, R. 2020. Improvement of biomethane potential of sewage sludge anaerobic co-digestion by addition of “sherry-wine” distillery wastewater. *Journal of Cleaner Production*. 251, 119667.

Sillero L., Solera R., & Perez M. 2022. Biochemical assays of potential methane to test biogas production from dark fermentation of sewage sludge and agricultural residues. *International Journal of Hydrogen Energy*. 47, 13289-13299.

Tena M., Perez M., & Solera, R. 2021. Effect of hydraulic retention time on the methanogenic step of a two-stage anaerobic digestion system from sewage sludge and wine vinasse : Microbial and kinetic evaluation. *Fuel*. 296, 120674.

6. Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado mediante el Proyecto "Gestión de residuos agroalimentarios y lodos en el marco de la economía circular: Producción de energía y fertilizantes mediante co-digestión anaerobia en planta piloto"(P18-RT-1348) (PAIDI 2020).

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN PROCESOS DE CO-COMPOSTAJE DE ALPERUJO: INFLUENCIA DEL MATERIAL ESTRUCTURANTE Y DE LA FUENTE DE NITRÓGENO

Ana García Rández[1], Luciano Orden[2], Vicente Blay[1], María Torres[1], Mª Ángeles Bustamante[1], José Saez-Tovar[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Xavi Barber[3], Javier Andreu[1], Raúl Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, Spain.
[2] EEA INTA Ascasubi. Ruta 3 Km 794, 8142, Hilario Ascasubi, Buenos Aires, Argentina
[3]Dpto de Estadística, Matemáticas e Informática, Univ. Miguel Hernández (UMH). Avda. Universidad s/n, 03202 Elche (Alicante), España
Correo electrónico: angarran@hotmail.com

Resumen El compostaje de alperujos es una opción creciente en España con beneficios importantes derivados de su potencial de mitigación de gases GEI principalmente debido la fijación de C edáfico. Sin embargo, existe una carencia de estudios sobre las emisiones directas de GEIs durante el propio proceso de compostaje. En este trabajo se monitorizó la emisión de GEIs en 18 procesos de co-compostaje ternario de alperujo con diferentes estiércoles y estructurantes a escala industrial en la Planta de Agrocompostaje de Sant Mateu, Castellón. En las 18 mezclas realizadas el porcentaje de alperujo se mantuvo constante (% s.m.f.). Se establecieron 6 bloques de estudio de tres pilas cada uno en relación con el tipo de fuente de nitrógeno utilizada; estiércoles de monogástricos (gallinaza y fracción solida de purín porcino), rumiantes (estiércol de ternera y oveja) y bioestabilizado procedente de dos plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos. En cada bloque de tres pilas éstas se diferenciaron según el estructurante utilizado: la hojuela de almazara, poda urbana y estructurante mixto (mezcla de poda urbana y hojuela en proporción 1:1 v/v). El muestreo de gases se realizó usando cámara estática en el tiempo t=0, 7, 15, 30, 45 y 65 días de compostaje. Los volteos se realizan de forma mecanizada. Los agentes estructurantes utilizados influyeron en la dinámica de las emisiones de gases GEI favoreciendo algunos de ellos la emisión de gases de naturaleza aeróbica como CO_2. El origen, concentración y naturaleza del N aportado en la pila afectó significativamente las emisiones de N_2O.

Palabras clave: compost, control de proceso, GEI, aceite, economía circular.

1. Introducción

La capacidad del compostaje como técnica robusta y económica para la gestión del alperujo ha sido demostrada ampliamente tanto a nivel de piloto como a escala industrial (Roig et al., 2006). El alperujo presenta diferentes características fisicoquímicas (consistencia pastosa, pH ligeramente ácido, contenido de polifenoles) que limitan y hacen necesario el co-compostaje con otros ingredientes que equilibren la mezcla, principalmente agentes estructurantes y fuentes de nitrógeno (N) que ayudan a que el proceso sea eficiente y se desarrolle de forma correcta.

Uno de los principales intereses del compostaje es su potencial en la contribución de la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) emitidos por los residuos sólidos orgánicos. Sin embargo, durante el proceso pueden formarse GEI, principalmente dióxido de carbono (CO_2). Las propiedades fisicoquímicas de los distintos materiales que conforman la mezcla inicial de co-compostaje dirigirán los procesos de formación, difusión y transporte de los GEI en el interior de la pila. Así mismo, la humedad, la porosidad del material y la presencia de nutrientes y compuestos orgánicos utilizados por los microorganismos como fuente de energía, junto con la tecnología utilizada y tamaño de las pilas, son variables que también influirán en la formación y difusión de este tipo de emisiones gaseosas. En este sentido, en el presente trabajo se analizan los flujos de GEI emitidos en diferentes mezclas de co-compostaje a escala industrial utilizando diferentes agentes estructurantes como fuentes de carbono (C) y fuentes

de N con el fin de encontrar y evaluar los parámetros operacionales óptimos que permitan minimizar su formación maximizando el beneficio neto del compostaje sobre el secuestro de C.

2. Material y Métodos

Se realizaron 18 mezclas diferentes de co-compostaje ternarios con un peso fresco de 7.800 kg cada una siendo el alperujo el ingrediente mayoritario y constante en todas ellas (65 % s.m.f.). Se establecieron 6 bloques de estudio de tres pilas cada uno en relación con el tipo de fuente de N utilizada; estiércoles de animales monogástricos (gallinaza y fracción sólida de purín porcino), de rumiantes (estiércol bovino y ovino) y bioestabilizado procedente de dos plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos: Algimia (ALG), en la provincia de Castellón y Guadassuar (GUA), en la provincia de Valencia. En cada sub-bloque de tres pilas éstas se diferenciaron según el estructurante utilizado: hojuela de olivo, poda de arbolado urbano y estructurante mixto (mezcla de hojuela y poda urbana en proporción 1:1, v/v). Las proporciones de cada ingrediente fueron las mismas en todas las pilas: 65:15:20, alperujo:estructurante: estiércol (% s.m.f.). Cada uno de los ingredientes a incorporar en la pila fue pesado y homogenizado de forma mecanizada con una mezcladora-trituradora de compost. El volteo de las pilas también se realizó de forma mecanizada mediante volteadora de tiro lateral acoplada a un tractor. La humedad de las pilas se mantuvo de forma constante entre un 40-60% mediante sistema de riego localizado. En la Figura 1 se muestra el orden cronológico de manejo de las pilas y las condiciones ambientales registradas durante el ensayo.

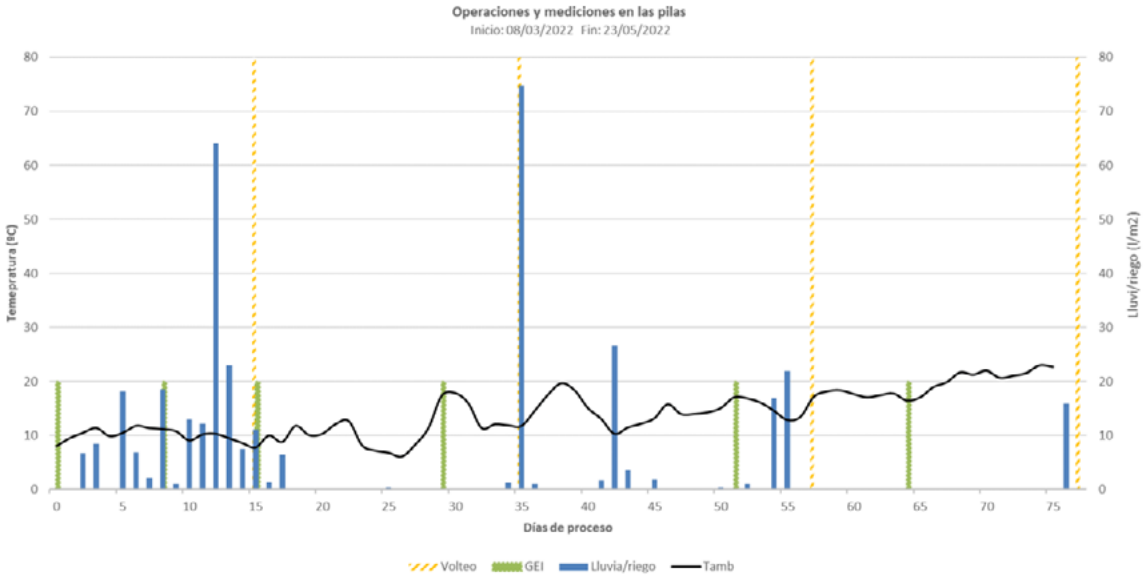


Figura 1. Cronología de operaciones y mediciones realizadas en las pilas de compost.

Se utilizó la técnica de cámara cerrada opaca estática para medir el CO_2, CH_4 y N_2O desde la parte superior de las pilas de compostaje con un diseño similar al descrito por Sánchez-Monedero et al. (2010). En la parte superior de cada cámara (volumen: 0,007 m^3, área: 0,049 m^2) se colocó un tapón de goma con una llave de paso de tres vías para poder tomar muestras de gas. Las muestras se tomaron en 6 oportunidades a los: 0, 7, 15, 30, 52 y 65 días de inicio de compostaje. Las cámaras se introdujeron 10 cm en las pilas de compostaje y se tomaron muestras de aire a los 0, 15 y 30 minutos utilizando jeringas descartables. Se bombeó varias veces antes de tomar las muestras de los flujos de gas, para lograr una mezcla homogénea del aire dentro del espacio de la cámara (Marín-Martínez et al., 2021). Las muestras se transfirieron en viales de vidrio de 20 ml (provistos de tapones de caucho) para su análisis por cromatografía gaseosa (Agilent 7890B). Cada flujo de gases se calculó a partir de una única determinación al final del cierre, transformando la medición de gas de N_2O, CH_4 y CO_2 ppm a

mg N_2O, CH_4 y CO_2 m^2 $día^{-1}$, respectivamente (Vico et al., 2010). Las emisiones de gases acumuladas durante el periodo experimental se calcularon multiplicando el flujo medio de dos determinaciones sucesivas por el tiempo transcurrido entre ellas; esta cantidad se añadió al total acumulado anterior (Menéndez et al., 2006). El análisis de los datos se realizó con Infostat® (v.2020), un software estadístico vinculado al entorno de programación R (Di Rienzo et al., 2020). Los flujos diarios de GEI se analizaron mediante un modelo lineal mixto generalizado. Las correlaciones entre las fuentes de estiércol y de estructurantes con los flujos de GEI se determinaron mediante prueba Kruskal-Wallis. Las demás variables se analizaron con ANOVA y las diferencias se determinaron mediante la prueba LSD de Fisher ($p<0,05$).

3. Resultados y Discusión

Se analizó el flujo de la emisión de gases según la fuente de N y C utilizada en las mezclas iniciales de cada una de las pilas de compostaje (Fig.2). Se encontraron diferencias significativas en la dinámica de GEI en relación a la fuente de nitrógeno ($p<0,001$), siendo la gallinaza la de mayor aporte de N_2O (2,7 g m^{-2} d^{-1}), el bioestabilizado de Algimia el de mayor emisión acumulado de CH_4 (4 kg m^{-2} d^{-1} CO_2) y el bioestabilizado de Guadassuar el de mayor emisión acumulada de CO_2 (33 kg m^{-2} d^{-1}). En relación al tipo de estructurante utilizado, no se encontraron diferencias entre los distintos tratamientos, siendo la hojuela la que presentó el mayor aporte de emisiones de CO_2.

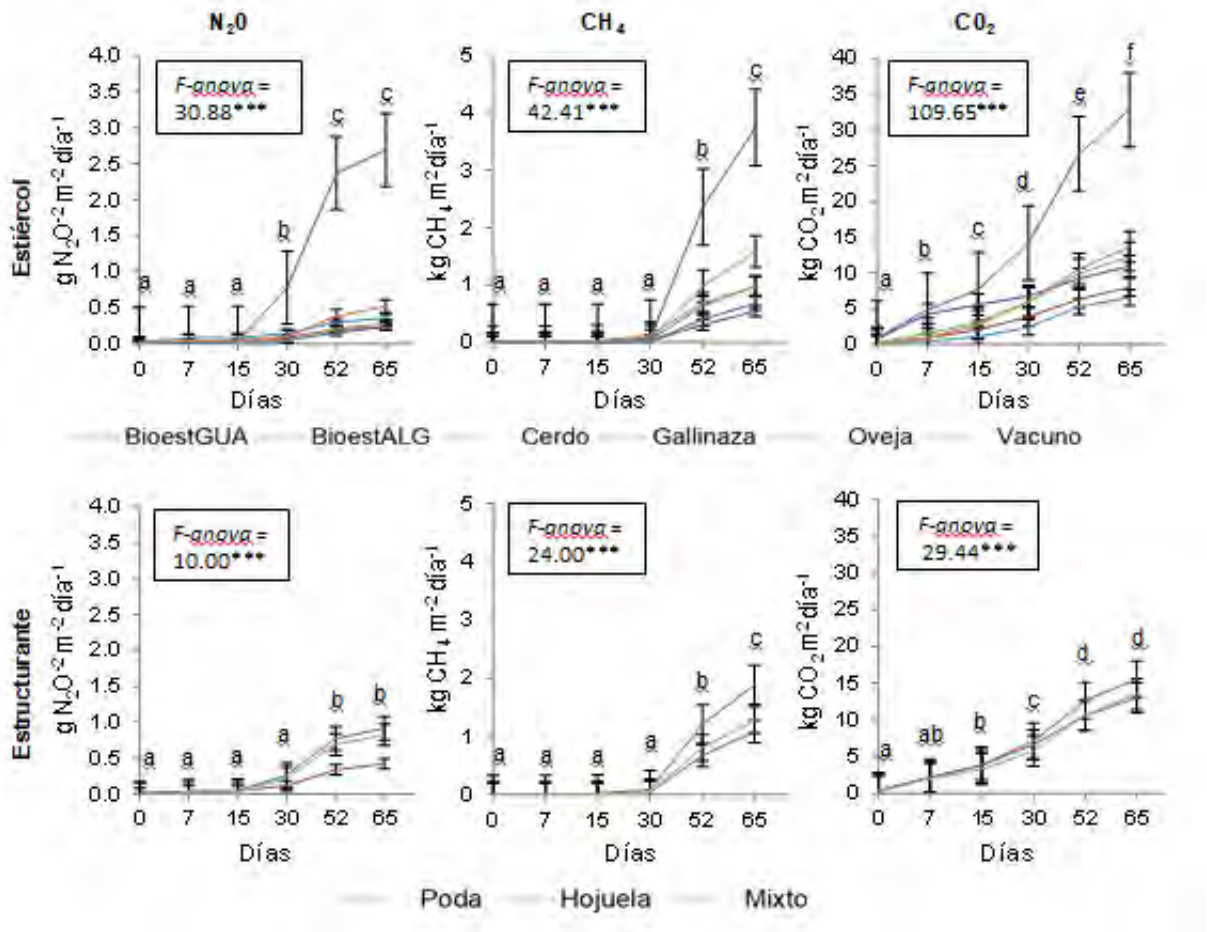


Figura 2. Emisiones acumuladas de N_2O, CH_4 y CO_2 para cada uno de los tratamientos evaluados agrupados de acuerdo a la fuente de N y de C utilizadas. Medias con una letra común no son significativamente diferentes entre fechas de muestreo ($p>0,05$). *** Diferencias significativas ($p<0,001$).

Se pudieron observar diferencias entre las distintas fechas de muestreo analizadas, en las mediciones de N_2O y CH_4 no hubo diferencias en los tres primeros muestreos aumentando las tasas de emisión a partir del día 30 del proceso de compostaje. En los primeros muestreos los mayores aportes de N_2O fueron generados por las pilas que tenían como fuente de N estiércol de animales rumiantes (bovino y ovino), mientras que las emisiones de CH_4 fueron significativamente mayores en las pilas con estiércol de animales monogástricos (cerdo y gallinaza) para esas mismas fechas iniciales. En cambio, las mediciones de CO_2 tuvieron una tendencia positiva desde el primer muestreo, siendo las pilas las que contenían bioestabilizado de origen urbano las que generaron mayores emisiones de dicho GEI.

A pesar de la generación de GEI durante el compostaje, esta opción puede ayudar a mitigar los GEI generales que producirían los residuos al someterse a otras opciones de eliminación. Además, con la aplicación potencial de compost al suelo se evitan emisiones de GEI (Bernstad et al., 2016 y Lou y Nair, 2009) al reducirse de las emisiones de GEI del combustible fósil asociado con la producción y aplicación de otras enmiendas del suelo; por el aumento en la absorción de C de las plantas en forma de secuestro de C de casi 50 kg de C (183 kg CO_2) y por mejora en la labranza y la trabajabilidad del suelo, reduciendo así las emisiones de combustibles fósiles.

4. Conclusiones

Los agentes de carga utilizados indujeron efectos bajos en la dinámica de las emisiones de GEI, algunos de ellos (hojas de olivo) favoreciendo una mayor emisión de CO_2. La concentración y la naturaleza de la fuente de N en la pila también afectaron significativamente a las emisiones de N_2O. Se continuarán las mediciones de GEI en pilas de compost a escala industrial para corroborar la tendencia del experimento realizado.

5. Bibliografía

Bernstad, A., Wenzel, H., la Cour Jansen, J., 2016. Identification of decisive factors for greenhouse gas emissions in comparative life cycle assessments of food waste management – an analytical review. *J. Clean. Prod.* 119, 13–24.

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W., 2020. InfoStat. Cent. Transf. InfoStat FCA Univ. Nac. Cordoba Argent.

Lou, X., Nair, J., 2009. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions – A review. *Bioresour. Technol.* 100 (16), 3792–3798.

Marín-Martínez, A.; Sanz-Cobeña, A.; Bustamante, M.A.; Agulló, E.; Paredes, C. 2021. Effect of Organic Amendment Addition on Soil Properties, Greenhouse Gas Emissions and Grape Yield in Semi-Arid Vineyard Agroecosystems. *Agronomy,* 11, 1477.

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.

Roig A, M L Cayuela, M A Sánchez-Monedero. 2006. An overview on olive mill wastes and their valorisation methods. *Waste Manag* 26(9), 960-9.

Sánchez-Monedero M.A., N. Serramiá, C. García-Ortiz Civantos, A. Fernández-Hernández, A. Roig. 2010. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. *Chemosphere* 1, 18-25.

Vico A., J.A. Sáez, M.D. Pérez-Murcia, J. Martinez-Tomé, J. Andreu-Rodríguez, E. Agulló, M.A. Bustamante, A. Sanz-Cobeña, R. Moral. 2020. Production of spinach in intensive Mediterranean horticultural systems can be sustained by organic-based fertilizers without yield penalties and with low environmental impacts. *Agric. Syst.* 178.

VALORIZACIÓN DE LODOS DE ALPECHÍN EN BALSAS DE EVAPORACIÓN MEDIANTE COMPO-VERMICOMPOSTAJE: EFECTO DE LA INOCULACIÓN CON UN CONSORCIO FÚNGICO

María R Martínez-Gallardo[1]; Ana J Toribio[1]; María J Estrella-González[1]; J Salinas[1]; Macarena M Jurado[1]; Juan A López-González[1]; Francisca Suárez-Estrella[1]; José A Sáez[2]; Raúl Moral[2]; María J López[1]

[1]Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, CIAIMBITAL, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, 04120, Almería, España. mmg113@ual.es
[2]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela (Alicante), España

Resumen: El alpechín, residuo líquido de la extracción del aceite de oliva, presenta carácter tóxico debido a su elevado contenido en compuestos fenólicos. Uno de los métodos mayoritariamente utilizado para la gestión de este efluente ha sido su acúmulo en balsas de evaporación que ocasionan un elevado impacto ambiental derivado de los lodos de alpechín concentrado. Por ello es necesario disponer de métodos que permitan tratar dichos lodos, preferentemente en la misma balsa en la que son acumulados. En este trabajo, los lodos de alpechín de una balsa de evaporación fueron sometidos a compostaje combinado con vermicompostaje y se evaluó el efecto de la inoculación con un consorcio microbiano especializado en la degradación de fenoles sobre la eficacia biorremediadora y biotransformadora de dicha técnica. El ensayo se desarrolló en una balsa de evaporación (4.543 m^2) rellena de lodos de alpechín (846 m^3) a los que se incorporó estiércol de vacuno, obteniendo una mezcla con una relación C/N de 30 que se dispuso en dos pilas. Una de las pilas fue inoculada con un consorcio constituido por dos hongos (H2 y H16). Se monitorizó la temperatura y se realizaron volteos hasta que se completó la fase bio-oxidativa del compostaje, y a continuación, el material se dispuso en camas en las que se incorporó *Eisenia foetida*. El análisis de fitotoxicidad y contenido fenólico, reveló que el tratamiento redujo hasta niveles seguros dichos parámetros, especialmente en la pila inoculada. Los productos finales presentaron una calidad adecuada para su aplicación agronómica, destacando el carácter fitoestimulante promocionado por la presencia del inóculo. El compo-vermicomposaje constituye una técnica eficaz para la gestión y aprovechamiento *in situ* de lodos de alpechín en balsas de evaporación, que se mejora cuando el material se inocula con el consorcio microbiano.

Palabras clave: Lodos de alpechín, Biorremediación, Bioaumentación, Compostaje, Vermicompostaje.

1. Introducción

Desde la década de los 80 el principal método de gestión del alpechín, residuo líquido generado en la extracción de aceite de oliva, fue su almacenamiento en balsas donde la fase acuosa se evaporaba de forma natural y el residuo se concentraba en forma de lodos. Dicho efluente se caracteriza por presentar un elevado contenido en sustancias recalcitrantes, principalmente compuestos fenólicos, que le confieren efectos fitotóxicos y antimicrobianos (Dermeche y col., 2009). Aunque la mayoría de estas balsas están actualmente en desuso, suponen un serio problema ambiental, ya que, debido a la ausencia de impermeabilización y mal dimensionamiento, muchas de ellas siguen ocasionando graves repercusiones en suelos y acuíferos por la concentración de compuestos tóxicos incorporados al ambiente tras su lixiviación (Kavvadias y col., 2017). Los métodos físicos, físico-químicos y biológicos propuestos hasta ahora para la eliminación de los componentes tóxicos del alpechín resultan excesivamente costosos, poco respetuosos con el medioambiente e inapropiados para el tratamiento de los sedimentos remanentes en las balsas (Souilem y col., 2017). Ante este escenario, autores como Martínez-Gallardo y col. (2020) y Sáez y col. (2021) implementaron técnicas sostenibles ambientalmente, tales como compostaje y

vermicompostaje, en una balsa de evaporación de alpechín para demostrar su eficacia en la biorrecuperación *in situ* de los lodos remanentes. Estos tratamientos de biorremediación *in situ,* aplicados previamente en unidades demostrativas, revelaron la eliminación de los compuestos recalcitrantes en los lodos de alpechín, a la vez que ofrecieron la posibilidad de obtener productos, compost y vermicompost, útiles como sustratos orgánicos.

Por consiguiente, el objetivo del presente trabajo fue la descontaminación y valorización de lodos de alpechín acumulados en una balsa de evaporación empleando un tratamiento en cascada de compostaje seguido de vermicompostaje. Para ello, se estudió la evolución del carácter fitotóxico y el contenido en compuestos fenólicos de las muestras. Además, se estudió el efecto mejorador de los tratamientos por la inoculación con un consorcio microbiano especializado.

2. Material y Métodos

2.1 Desarrollo de la cascada de tratamientos en la balsa

El estudio se desarrolló en una balsa de evaporación de alpechín situada en Mora (Toledo). Para ello, se extrajo el lodo de alpechín contenido en la balsa de evaporación, adecuando el terreno para la cascada de tratamientos de biorremediación. El lodo de alpechín extraído se mezcló *in situ* con estiércol de vaca en una proporción 4:1, para obtener una mezcla inicial que fue sometida a la cascada de tratamientos de biorremediación. A continuación, se construyeron en la balsa, previamente adecuada, dos pilas trapezoidales con 635 m^3 y 401 m^3 de la mezcla inicial. Una de las pilas fue inoculada con un consorcio fúngico constituido por los hongos *Aspergillus ochraceus H2* y *Scedosporium apiospermum H16,* aislados en un estudio previo a partir de los propios lodos de alpechín (Martínez-Gallardo y col., 2020). La inoculación se llevó a cabo durante la constitución de la pila capa por capa mediante riego aplicando un total de 40 L de una suspensión de biomasa de los dos hongos con una carga de inóculo de 7 x 10^7 UFC/m^3. Las pilas se sometieron a un proceso de compostaje durante una primera etapa de la cascada de tratamientos (Fase I) y, posteriormente, al finalizar la fase bioxidativa se inició la segunda etapa de la cascada (Fase II), el tratamiento de vermicompostaje. Para ello, se construyeron dos trincheras de 10 m^3 a partir del material compostado y se adicionó una mezcla de lombrices de las especies *Eisenia fetida* y *Eisenia andrei* a una densidad de 2.500 individuos/m^3. Durante el tratamiento de compostaje se incorporó agua mediante riego para mantener la humedad sobre 50-60%. Las pilas fueron volteadas durante la fase bioxidativa de acuerdo con el perfil térmico. Para el desarrollo de vermicompostaje se mantuvo la humedad alrededor de 70-80%.

2.2 Muestreo y medidas analíticas

Se realizó la toma de muestras al inicio de la cascada de tratamientos y al finalizar cada fase de la misma. En todas las muestras se determinó la fitotoxicidad y el contenido en polifenoles hidrosolubles. El estudio de la fitotoxicidad se realizó mediante el análisis del índice de germinación en semillas de berro (*Lepidium sativum*), según el protocolo de Zucconi y col. (1985). Los resultados se expresaron como índice de germinación (IG, %) a partir de la siguiente fórmula: IG=[(%G)x(%L)/(%Gc)x(%Lc)]x100, siendo %G el porcentaje de semillas germinadas y %L el porcentaje de la longitud de crecimiento de las raíces, ambas respecto a un control con agua. El contenido en polifenoles hidrosolubles se cuantificó en un extracto de agua 1:20 (p/v) según el método de Folin-Ciocalteu modificado por Bustamante y col. (2008). Para evaluar la calidad agronómica del material final obtenido en cada fase del tratamiento en cascada se realizó un análisis físico-químico donde se determinó el contenido en materia orgánica (MO), carbono (C), nitrógeno (N), pH, ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) (Ciavatta y col., 1991), y metales pesados.

3. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos tras el estudio de fitotoxicidad y del contenido en polifenoles hidrosolubles presentes en la mezcla inicial (T0), Fase I (compostaje) y Fase II (vermicompostaje) de la cascada de tratamientos de biorremediación, con y sin inoculación, aplicados en los lodos de alpechín, se muestran en la Figura 1. Tanto el tratamiento de compostaje (Fase I) como el de

vermicompostaje (Fase II) eliminaron la fitotoxicidad presente en los lodos de alpechín, ya que el material final presentó valores de IG superiores al 80% (Fig. 1a). Además, el tratamiento de compostaje con bioaumentación ofreció un material fitoestimulante (%IG>100). La cascada de tratamientos de biorremediación fue efectiva para reducir el contenido en polifenoles hidrosolubles, alcanzando una reducción promedio del 56% en la Fase I y del 85% en la Fase II (Fig. 1b). Estos resultados demostraron que sería necesario un tratamiento de vermicompostaje posterior al compostaje para alcanzar una mayor reducción de los principales compuestos tóxicos de los lodos de alpechín, los polifenoles (Sáez et al., 2021).

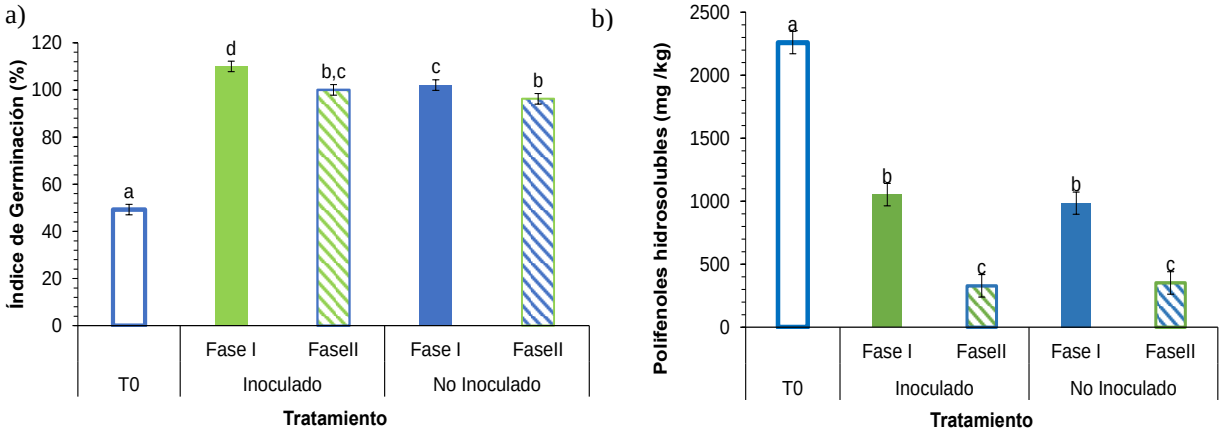


Figura 1. Estudio de la fitotoxicidad (%IG) (a) y el contenido en polifenoles hidrosolubles (mg/kg) (b) en los lodos de alpechín sometidos a los tratamientos en cascada de compostaje (Fase I) y vermicompostaje (Fase II), con y sin inoculación. Los resultados representan la media de tres repeticiones. Las barras de error representan el intervalo LSD de Fisher, datos con distinta letra denotan la existencia de diferencias significativas ($p<0,05$).

Los parámetros físico-químicos que definen la calidad agronómica del sustrato obtenido al final de cada fase, compost y vermicompost, se muestran en la Tabla 1. El análisis de estos parámetros, tanto en la pila inoculada como en la no inoculada, mostró valores que se encuentran dentro de los umbrales óptimos establecidos en la normativa vigente (Real Decreto 999/2017) para considerar al compost y vermicompost como materiales aptos para su uso en agricultura.

Tabla 1. Características físico-químicas del material obtenido al final de cada fase de la cascada de tratamientos de biorremediación.

Parámetros*	Valores óptimos**	Fase I		Fase II	
		Inóculo	Sin Inóculo	Inóculo	Sin Inóculo
MO (%)	>20 [a]	21	18	24	20
C/N	<15-20 [a]	13	12	23	15
pH	6.5-8.5 [a]	8.0	8.5	7.5	8.2
AH/AF ratio	>1 [a]	2.3	2.0	2.2	2.1
Cd (ppm)	<0.7 [b]	0.10	0.11	0.13	0.13
Cu (ppm)	<70 [b]	27	33	29	38
Ní (ppm)	<25 [b]	21.7	31.4	18.4	24.1
Pb (ppm)	<45 [b]	11.0	20.3	10.0	21.0
Zn (ppm)	<200 [b]	104	103	119	122
Cr (ppm)	<70 [b]	77	78	68	61

*MO: materia orgánica; CE: conductividad eléctrica; C/N: ratio carbono-nitrógeno; AH/AF ratio de humificación.
**Valores óptimos de acuerdo con (a) Bernal y col. (2017). El contenido en metales pesados se encuentra dentro de la clase A de acuerdo con la normativa vigente, (b) Real Decreto 999/2017.

4. Conclusiones

La cascada de tratamientos de biorremediación, basada en compostaje (Fase I) seguido de vermicompostaje (Fase II), es eficaz para la descontaminación y valorización de los lodos de alpechín acumulados en balsas de evaporación. El compostaje, por sí solo, es capaz de eliminar la fitotoxicidad de los lodos de alpechín, como se observa en el incremento significativo del %IG,

mientras que el vermicompostaje, además, posibilita una mayor reducción del contenido en compuestos fenólicos. El compost y vermicompost obtenidos al final de la Fase I y Fase II de la cascada de tratamientos, respectivamente, cumplen con los requerimientos necesarios para su uso agronómico. Por su parte, la bioaumentación mejora las características agronómicas del compost dando lugar a un producto que favorece el crecimiento vegetal (IG>100%).

5. Bibliografía

Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Chen, Q., Li Jr., G., Michel, F.C., 2017. Chapter Three - Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental and human health benefits. Adv. Agron. 144, 143–233.

Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Moreno Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D., 2008. Agrochemical characteirsation of the solid byproducts and residues from the winery and distillery industry. Waste Manage. 28, 372-380.

Ciavatta, C., Govi, M., Vittori Antisari, L., Sequi, P., 1991. Determination of organic carbon in aqueous extracts of soils and fertilizers. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 22(9-10), 795-807.

Dermeche, S., Nadour, M., Larroche, C., Moulti-Mati, F., Michaud, P., 2013. Olive mill wastes: biochemical characterizations and valorization strategies. Process Biochem. 48(10), 1532-1552.

Kavvadias, V., Elaiopoulos, K., Theocharopoulos, S., Soupios, P., 2017. Fate of Potential Contaminants Due to Disposal of Olive Mill Wastewaters in Unprotected Evaporation Ponds. B. Environ. Contam. Tox. 98(3), 323-330.

Martínez-Gallardo, M.R., López, M.J., Jurado, M.M., Suárez-Estrella, F., López-González, J.A., Sáez, J. A., Moral, R., Moreno, J., 2020. Bioremediation of Olive Mill Wastewater sediments in evaporation ponds through *in situ* composting assisted by bioaugmentation. Sci. Total Environ. 703, 135537.

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. Ministerio de la Presidencia. https://www.boe.es/boe/dias/2017/12/06/pdfs/BOE-A-2017-14332.pdf.

Sáez, J.A., Pérez-Murcia, M.D., Vico, A., Martínez-Gallardo, M.R., Andreu-Rodríguez, F.J., López, M.J., Bustamante, M.A., Sánchez-Hernández, J.C., Moreno, J., Moral, R., 2021. Olive mill wastewater-evaporation ponds long term stored: Integrated assessment of in situ bioremediation strategies based on composting and vermicomposting. J. Hazard. Mater. 402, 123481.

Souilem, S., El-Abbassi, A., Kiai, H., Hafidi, A., Sayadi, S., Galanakis, C.M., 2017. Olive oil production sector: environmental effects and sustainability challenges. En: Galanakis, C.M. (Eds.) *Olive mill waste: recent advances for sustainable management*. Ed. Academic Press, pp. 1-28.

Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., De Bertoldi, M., 1985., Phytotoxins during the stabilization of organic matter, in: Gasser, J.K.R. (Eds.), Composting of agricultural and other wastes. Elsevier, London, UK, pp. 73-8.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido subvencionado mediante el proyecto LIFE+REGROW (LIFE16ENV/ES/000331) “Reclamation of olive oil waste abandoned lagoons using bio-recovering strategies in a circular economy”.

LA COMUNIDAD VALENCIANA HACIA LA ECONOMIA CIRCULAR Y LA AGRICULTURA SOSTENIBLE: CINCO AÑOS DE AGROCOMPOSTAJE PARA EL SECTOR PRIMARIO VALENCIANO

Ana García-Rández[1], Vicente R. Blay[1], Carlos Gómez[1], Mª Ángeles Bustamante[1], Enrique Agulló[1], Aurelia Pérez-Espinosa[1], Concepción Paredes[1], Javier Andreu[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Rodolfo Canet[2], Mª Teresa Cháfer[3], José Juan Morant[3], Raúl Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, Spain.
[2]Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. Carretera CV-315, Km. 10,7 46113. Moncada (Valencia)
[3]Dirección General de Desarrollo Rural y PAC. c/ Castán Tobeñas, 77, Ed. B4, 2ª. 46018. Valencia
Correo electrónico: angarran@hotmail.com

Resumen: Los sectores clave agroalimentarios valencianos se encuentran actualmente inmersos en procesos acelerados de cambio de modelo y adaptación hacia la economía circular. La competitividad está condicionada por la adaptación a las exigencias de la nueva normativa ligada al Pacto Verde Europeo que incluye actividades de economía circular y prácticas sostenibles en la agricultura a favor de suelos más saludables. En este sentido, el compostaje se revela como una herramienta potente de cambio de sistemas que permite que los residuos orgánicos puedan gestionarse y valorizarse de forma eficiente y autónoma, mejorando la fertilidad de los suelos y aumentando el almacenamiento de carbono en ellos. Mediante el convenio para investigación y experimentación en agrocompostaje desarrollado entre la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica con la Universidad Miguel Hernández de Elche, se han desarrollado desde 2017 un total de 145 ensayos piloto demostrativos *in situ* de agrocompostaje en colaboración con el agricultor/ganadero, la cuantificación y elaboración de mapas de biomasa disponible para el compostaje y caracterización fisicoquímica de 400 materias primas identificando aspectos limitantes. A partir de este trabajo se ha conseguido la optimización de procesos de compostaje sectorizados, maximizando las proporciones de los subproductos clave de cada sector productivo, así como la validación de fertilizantes orgánicos en escenarios agronómicos y el fomento del agrocompostaje a mayor escala, propiciando instalaciones sostenibles que den servicio al campo valenciano. El convenio cristaliza en 2022 con la aprobación de la Orden 4/2022 y la correspondiente Guía de Agrocompostaje de Proximidad que regula las instalaciones y los procesos de agrocompostaje a desarrollar en la Comunidad Valenciana.

Palabras clave: compost, materia orgánica, economía circular, valorización

1. Introducción

El proyecto Agrocompost es una iniciativa de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana y la Universidad Miguel Hernández de Elche (UHM), que nace con el objetivo estratégico de realizar investigación y experimentación de diversos tipos de compostaje y descubrir las mejores mezclas y métodos, que permitan elaborar un compost con rapidez y de alta calidad y su divulgación en el campo valenciano, a fin de que se pueda producir compost de restos vegetales, forestales y urbanos para mejorar la sostenibilidad de los agroecosistemas.

En este entorno se ponen de manifiesto las sinergias potenciales entre los paradigmas de la economía circular y la agricultura a través del Agrocompostaje, puesto que los flujos orgánicos residuales generados en la actividad agrícola y ganadera pueden gestionarse, tratarse y valorizarse en el propio medio agrario transformando la economía lineal en circular, mejorando la fertilidad de los suelos y aumentando el almacenamiento de carbono en ellos.

2. Material y métodos

El proyecto integra acciones de identificación de actores en el territorio, formación, acompañamiento y demostración. La identificación de actores es la fase inicial en la que, mediante vías estandarizadas de contacto, como listas de distribución y contactos de instituciones y organismos, etc., se inicia la relación con agricultores/cooperativas y ayuntamientos para conocer sus necesidades (evitar quemas) y flujos residuales potencialmente compostables. A cada actor se le incluye en una base de datos con los siguientes campos (Entorno productivo convencional/ecológico, Provincia, Municipio, Escala agricultor/asociación/cooperativa, Paraje, Piloto, Actor principal, Nombre, Cultivo/s principal/es, Datos de contacto). La acción de conocimiento del medio basal del agrocompostaje permite conocer de forma creciente la naturaleza, producción, gestión y composición de los flujos de biomasa residual susceptible de ser compostada, incluyendo los recursos a nivel de ubicación, maquinaria y metodología actual y potencial a ser aplicada por los actores identificados. La acción de formación planificada se realiza en diferentes ámbitos: i) presencial mediante cursos formativos en diferentes emplazamientos, duración y perfiles de audiencia; ii) *on line*, a través de los materiales formativos elaborados en el proyecto y disponibles en la web del proyecto (agrocompostaje.edu.umh.es) y iii) *on line* autoformativo. El acompañamiento se articula de forma paralela a la formación y a través de aplicaciones para dispositivos móviles (*apps*) como base para el acompañamiento del actor. Las acciones demostrativas se desarrollan en todo el territorio valenciano mediante ensayos piloto de demostración en agrocompostaje con diferentes agricultores/productores/cooperativas. En estos pilotos se incluye la caracterización de sus residuos orgánicos, formación práctica *in situ* en el compostaje incluyendo el diseño de procesos de compostaje adaptados, seguimiento y optimización del proceso y análisis/validación de los fertilizantes orgánicos generados.

3. Resultados

3.1. Ampliación del conocimiento basal

La labor de campo realizada resulta en un aumento del conocimiento basal en el ámbito de la gestión de los flujos residuales del sector primario:

a) Se ha constituido una base de datos de biomasa residual primaria susceptible de utilizarse en agrocompostaje, que incluye en la actualidad más de 350 materiales del sector primario valenciano identificando sus potenciales aspectos limitantes para el compostaje. En la tabla 1 se muestran algunos datos de interés (composición por sectores).

Tabla 1. Características clave de los materiales residuales susceptibles de ser compostados en la Comunidad Valenciana (s.m.s.).

Tipo de material	Vegetal agrícola (n=151)	Agroalimentario (n=90)	Ganadero (n=114)
H (%)	39,7 (1,0-94,6)	50,9 (7,9-93,8)	39,4 (11,2-71,8)
DA (t/m^3)	0,249 (0,015-0,880)	0,523 (0,050-1,250)	0,370 (0,120-0,830)
pH	6,6 (4,3-9,3)	6,5 (5,0-8,4)	7,7 (6,1-9,4)
CE	4,0 (1,0-36,0)	4,3 (1,2-12,3)	5,8 (2,1-16,7)
MOT (%)	81,7 (40,5-97,1)	82,7 (48,6-96,7)	70,3 (28,9-89,9)
COT (%)	42,2 (25,1-66,1)	45,4 (29,1-61,5)	36,5 (18,5-46,9)
Relación COT/NT	37,5 (10,5-115,0)	33,0 (9,0-110,0)	24,0 (7,8-122)
NT (%)	1,6 (0,5-3,7)	1,9 (0,5-4,8)	2,1 (0,8-4,3)
P (g/kg)	2,9 (0,2-16,9)	3,9 (0,2-21,9)	6,1 (1,10-25,8)
K (g/kg)	18,0 (3,9-57,0)	21,0 (5,1-49,0)	26,3 (6,4-81,0)
Na (g/kg)	6,9 (0,2-111)	4,2 (0,4-13,8)	7,8 (0,3-19,3)
PF (mg/kg)	8,5 (0,6-66,8)	5,9 (1,1-12,4)	5,7 (0,8-16,6)

H: Humedad; DA: densidad aparente; CE conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; NT: nitrógeno total; COT: carbono total; P: Fósforo; K: Potasio; Na: Sodio; PF: Polifenoles; s.m.s: sobre materia seca.

Se observa que, en general, no presentan propiedades limitantes a nivel de pH (6-8), humedad (>80%), densidad aparente (0,2-0,7 t/m3). La relación COT/NT está en el rango adecuado salvo para los residuos vegetales agrícolas. Se pone de manifiesto el elevado contenido en sales en todos los materiales, así como niveles de polifenoles hidrosolubles que pueden limitar el proceso. Los contenidos de NPK son en todos los casos superiores en el material de origen ganadero, poniendo de manifiesto su mayor capacidad fertilizante.

b) Se ha establecido la primera metodología de cuantificación de la biomasa para la producción de compost a nivel provincial y comarcal en el territorio elaborando 30 mapas por agrupaciones y 34 comarcales de potencial accesible.

3.2. Herramientas y recursos formativos del proyecto

a) Creación de la aplicación gratuita *Compost Calculator by UMH*. Esta aplicación para dispositivos móviles permite la simulación de procesos de co-compostaje de hasta 3 ingredientes haciendo uso de una amplia base de datos propia con las materias primas residuales más próximas a cada agricultor valenciano. La aplicación *Compost Calculator by UMH* desarrollada dentro del proyecto ha sido instalada en 3.718 dispositivos (Android, 3.066; iOS, 652).

b) La web de Agrocompost, https://agrocompostaje.umh.es/, incluye toda la información del proyecto, la formación *on-line*, así como la calculadora de compostaje y la información de todas las acciones demostrativas con más de 40 píldoras formativas (32.531 accesos a la web y 37.737 minutos de visionado, a enero de 2022)

c) Desarrollo de una plataforma formativa *on line*, PERCOMPOST, que integra la formación en abierto básica y aplicada y que permite al usuario proponer y optimizar procesos *in situ* de agrocompostaje. En esta plataforma se incluye de forma integrada en la página web del proyecto.

d) Puesta en marcha de 2 ciclos de webinars sobre agrocompostaje y economía circular en el sector primario con más de 400 asistentes

e) En colaboración con el Servicio de transferencia de Tecnología de La Conselleria de Agricultura se ha desarrollado el primer curso autoformativo *on line* sobre Agrocompostaje, de 35 horas de duración.

3.3. Acciones demostrativas

a) Puesta en marcha y seguimiento de 147 acciones demostrativas en el territorio (pilotos de compostaje *in situ*) en 125 municipios y con más de 270 procesos de compostaje realizados. Se han implementado y desarrollado de forma cooperativa modelos de Agrocompostaje orientados a la agricultura sostenible. Se han compostado más de 9.500 t de residuos lo que representa 1.800 t de C fijado en el suelo (para la estimación del C fijado en el suelo se ha considerado una tasa media de mineralización del 40%, con una materia seca del 70% y un contenido en C del 45%. Estos valores se han obtenido del proyecto agrocompostaje para la Comunidad Valenciana para el periodo 2017-22). Los ensayos de compostaje son puntuales, no permanentes, la fracción mayoritaria de flujos residuales a compostar procede de la actividad agraria del actor responsable del piloto. Las actividades de compostaje se organizan de forma que se minimicen los potenciales impactos al medio ambiente con la coordinación, monitoreo y control de la Universidad Miguel Hernández de Elche. Los compost producidos serán reutilizados por los actores del ensayo piloto. La calidad del compost generado, su caracterización, higienización y adecuación a su uso agrícola será verificada por la UMH incluyendo una recomendación de uso en función de sus contenidos fertilizantes.

b) Establecimiento de protocolos comarcalizados y sectorizados de agrocompostaje: el proyecto ha permitido integrar toda la información en una Guía Técnica de Agrocompostaje que suministra información creciente de utilidad respecto a estrategia de compostaje, desarrollo del proceso y calidad del compost, aspectos normativos y medioambientales asociados a la actividad, etc. Aunque es complejo establecer protocolos generales, sí hemos podido agrupar diferentes sectores productivos (Sector Vitivinícola, Sector Oleícola, Sector Hortofrutícola y Sector “Urbano”: compost procedente de compostaje de fracción orgánica recogida

selectivamente) en función de su importancia en la generación de biomasa residual compostable. Se ha establecido un compost tipo por sector (incluyendo el rango y valor promedio de los compost obtenidos) que sirve de guía para establecer una estimación de la composición de los fertilizantes potencialmente generables en la Comunidad Valenciana (Tabla 2).

Tabla 2. Composición promedio de compost sectorizados obtenidos en Agrocompostaje (s.m.s).

Composts		**N (%)**	**P_2O_5 (%)**	**K_2O (%)**	**Sust. Húmicas (%)**
Vitivinícolas	Rango	1,3-2,3	0,6-2,2	1,9-2,9	2,6-7,6
	Promedio	1,9	1,2	2,5	5,0
Oleícolas	Rango	1,4-3,1	0,4-3,0	1,6-4,2	7,0-11,0
	Promedio	2,3	1,4	3,3	9,2
"Urbanos"	Rango	1,8-2,7	0,9-3,7	1,3-2,6	4,5-8,7
	Promedio	2,4	2,0	2,0	6,7

c) Desarrollo de directrices optimizadas de compostaje, que constituyan la base de buenas prácticas agrícolas de gestión sostenible *in situ* de flujos residuales claves del sector primario valenciano y para la obtención de enmiendas orgánicas-compost de elevada calidad, a nivel de contenido en nutrientes, propiedades biofertilizantes y propiedades de valor añadido.

d) El proyecto cristaliza en 2022 con la publicación de la Orden 4/22 de agrocompostaje de proximidad y la correspondiente Instrucción Técnica (ITA), de obligado cumplimiento, que regula las especificaciones técnicas de los establecimientos de agrocompostaje en la Comunidad Valenciana. Esta orden permitirá la dinamización del agrocompostaje incluyendo el desarrollo de actividades de agrocompostaje comarcalizadas que permitan escalar el proceso y así valorizar más biomasa residual, normalizar los procesos y asegurar una calidad más estable en el tiempo.

3.4. Acciones de divulgación y difusión

a) En el periodo desde 2017 a 2022 se han desarrollado más de 302 acciones de formación y difusión presencial en más de 120 municipios de la Comunidad Valenciana con la participación acumulada de más de 6.000 asistentes.

b) Puesta en marcha de la iniciativa "Agrocompostaje Pueblo a Pueblo", con participación en ferias agrícolas locales y formación presencial.

4. Conclusiones

Los resultados y desarrollo del proyecto Agrocompost en la Comunitat Valenciana han puesto de manifiesto el interés y la necesidad del sector primario en el aprendizaje de las técnicas de compostaje y, del mismo modo, la falta de fuentes de materia orgánica de calidad para la agricultura valenciana. Así mismo, el agrocompostaje se ha revelado como una fuerza motriz y transformadora del paradigma en la valorización de su biomasa no productiva y la gestión de la fertilidad del suelo, en un entorno de economía circular. La Orden 4/22 de Agrocompostaje de proximidad permitirá seguir trabajando en el aumento de la sostenibilidad en los agroecosistemas a través del compostaje.

5. Bibliografía

ORDEN 4/2022, de 24 de marzo, de la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica, que regula el agrocompostaje de proximidad para la gestión sostenible de los restos agrícolas, ganaderos, silvícolas y agroforestales en el ámbito territorial de la Comunitat Valenciana. 2022/2631] - Diario Oficial de la Generalitat Valenciana de 04-04-2022

Proyecto Agrocompostaje, Universidad Miguel Hernández de Elche. http://agrocompostaje.edu.umh.es/

6. Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento a todos los actores que han formado parte del proyecto Agrocompost durante estos 5 años.

INCLUSIÓN DE BIOESTABILIZADO EN CO-COMPOSTAJE AVANZADO: ASPECTOS AGRONÓMICOS Y FACTORES LIMITANTES DEL PROCESO

Ana García Rández[1], Vicente Blay[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Javier Andreu[1], Enrique Agulló[1], Xavi Barber[2], Raúl Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, Spain.
[2]Dpto de Estadística, Matemáticas e Informática, Univ. Miguel Hernández (UMH). Avda. Universidad s/n, 03202 Elche (Alicante), España
Correo electrónico: angarran@hotmail.com

Resumen: El material denominado bioestabilizado, que se obtiene en las plantas de tratamiento de residuos urbanos recogidos de forma no selectiva, procede de la recuperación de la materia orgánica a través de un tratamiento mecánico-biológico y presenta un uso agrícola restringido según la legislación vigente, constituyendo actualmente un flujo orgánico no optimizado que, en ocasiones, acaba en vertedero. El objetivo del presente trabajo es incluir este material como ingrediente en procesos de valorización a través de su co-compostaje con otros flujos del sector primario con el fin de recuperar sus nutrientes y adicionalmente obtener composts avanzados, más estabilizados y orientados a su potencial uso agrícola. Para ello, se han propuesto a escala piloto 5 mezclas diferentes de co-compostaje de subproductos agrícolas en proporción constante sobre % materia fresca (s.m.f.) de alperujo (50% s.m.f.) junto con cantidades crecientes de bioestabilizado (25%, 30%, 35% y 50% s.m.f.) y adicionalmente gallinaza o poda urbana como fuente de nitrógeno y estructurante respectivamente con el fin de estudiar en profundidad parámetros como pH, conductividad eléctrica (CE), humedad, densidad aparente (Dap), materia orgánica total (MOT), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), contenido en macro y micronutrientes, metales pesados, contenido en ácidos húmicos y fúlvicos, polifenoles solubles, capacidad de cambio catiónico e índice de germinación (% IG).Se han analizado las materias primas empleadas, la mezcla inicial y 3 muestras durante el proceso bio-oxidativo así como del compost final tras 30 días de maduración.

Palabras clave: compost, materia orgánica, alperujo, economía circular, valorización

1. Introducción

La provincia de Castellón produjo 542,1 t de residuos urbanos en 2020, lo que supone el 15% de la totalidad de la Comunitat Valenciana (Fuente: PIRCV). El material bioestabilizado se obtiene a través de una transformación microbiológica controlada de la fracción orgánica de estos residuos urbanos. Si la calidad del producto es suficiente puede ser utilizado, con limitaciones, en agricultura según la Ley 7/2022 de residuos y suelos contaminados para una economía circular (BOE, 2022a) resultando un regenerador de la superficie del suelo con una importancia fundamental en España por la deficiencia de materia organiza casi generalizada (Gil y col., 2008). Diferentes motivos relacionados con la calidad del bioestabilizado han provocado su rechazo por parte de los productores agrícolas por lo que actualmente supone, en muchas ocasiones, un flujo orgánico no optimizado que se traslada a vertedero. La valorización material de este bioestabilizado puede llevarse a cabo a través de procesos de co-compostaje de proximidad con otros flujos del sector primario obteniendo compost estabilizados y orientados al uso agrícola. El presente trabajo pretende caracterizar los procesos de co-compostaje y el compost obtenido en 5 mezclas distintas realizadas con cantidades crecientes de bioestabilizado (25%, 30%, 35% y 50% s.m.f.) y otros subproductos agrícolas.

2. Material y Métodos

2.1. Materiales de partida

Debido a las características del bioestabilizado (bajo contenido en materia orgánica (MOT), bajo contenido en NT y elevada salinidad) para obtener una mezcla inicial equilibrada y siguiendo criterios de disponibilidad y proximidad a la planta de producción de bioestabilizado se utilizó gallinaza, poda urbana y alperujo procedente de la extracción de aceite de oliva en dos fases. Las

principales características físico-químicas de cada uno de estos materiales se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos de los 4 ingredientes utilizados (s.m.s.).

	H (%)	DA (kg/L)	pH	CE (dS/m)	MOT (%)	NT (%)	CT (%)	Relación COT/NT	P (g/kg)	K (g/kg)	Na (g/kg)	PF (mg/Kg)
PODA	20,4	0,180	6,5	2,9	79,5	1,1	42,2	39,2	1,1	8	0,9	4.211
ALP	64,1	1,182	4,4	4,4	94,1	1,2	51,8	42,4	1,4	14,3	0,1	6.605
GALL	33,4	0,464	6,1	6,8	78,8	3,2	38,1	11,7	8,3	18,6	2	4.479
BIOEST	26,4	0,604	6,2	6,7	41,6	1,7	25,5	15,4	4,5	8,1	5,6	2.289

H: Humedad; DA: densidad aparente; CE conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; NT: nitrógeno total; CT: carbono total; P: Fósforo; K: Potasio; Na: Sodio; PF: Polifenoles; ALP: alperujo; PODA: restos de poda urbana; GALL: gallinaza; BIOEST: bioestabilizado; s.m.s: sobre materia seca.

2.2. Diseño del sistema de compostaje

La técnica de compostaje utilizada fue la de pilas abiertas con forma troncocónica aireadas mediante volteos periódicos con pala volteadora. Las pilas se ubicaron en una playa de compostaje hormigonada propiedad de la Diputación de Castellón. La composición de cada una de las pilas con los porcentajes de cada uno de los materiales que las integran se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Composición de las mezclas ensayadas (% s.m.f.) y peso total (kg m.f.).

Ref. PILA	ALP	BIOEST	PODA	GALLINAZA	Peso Fresco
1 GVA230	50	25	10	15	13.517
2 GVA229	50	30	20	0	9.215
3 GVA232	50	35	15	0	9.822
4 GVA233	50	35	0	15	15.920
5 GVA231	50	50	0	0	12.878

ALP: alperujo; PODA: restos de poda urbana; GALL: gallinaza; BIOEST: bioestabilizado; s.m.f: sobre materia fresca

Durante la etapa bioxidativa del proceso se tomó la temperatura en días alternos en cuatro puntos del interior de las pilas mediante sonda de temperatura y se realizaron 3 volteos. La humedad se controló para adecuarla al rango optimo 50-60% mediante riegos puntuales. La duración de la fase bioxidativa para todas las pilas fue de 202 días seguidos de 20 días de maduración.

Se realizaron 5 muestreos: M1, start-up o mezcla inicial; M2, fase termófila (datos no mostrados); M3, fase bioxidativa; M4, fin de fase bioxidativa y M5, madurez. Se analizaron parámetros fisicoquímicos, químicos y biológicos a lo largo del proceso, y se obtuvo el índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente), siguiendo los métodos descritos por Vico y col. (2018). Así mismo, Se verificó también la higienización microbiológica de los compost obtenidos (*Coliformes totales y fecales,* estreptococos fecales*, Clostridium perfringens, Listeria y Salmonella)*.

2.3. Estudio estadístico

El análisis de los datos se realizó con Infostat® (v.2020), un software estadístico vinculado al entorno de programación R (Di Rienzo y col., 2020). Las variables se analizaron con ANOVA y las diferencias se determinaron mediante la prueba LSD de Fisher ($p<0,05$).

3. Resultados y Discusión

3.1. Proceso

Las Figuras 1 a 5 muestran los perfiles térmicos de los dos procesos de compostaje durante la fase bioxidativa. En la gráfica también aparecen los volteos realizados durante el proceso, la toma de muestra y el índice EXI2 acumulado. Se observa que en todas las pilas se alcanza la fase termófila a los pocos días del montaje y los valores de temperatura sobrepasan los 60ºC tras los primeros días. Las pilas 1 y 4 presentan el mayor valor de EXI2 acumulado (328.970 y 330.782 respectivamente) y el mayor valor en la relación EXI2/días f. bio-oxid (1.629 y 1.638), lo que podría explicarse por presentar también el mayor porcentaje de gallinaza en la mezcla. La pila 5, que

carece de estructurante y de fuente de nitrógeno, muestra los valores más bajos de estos dos parámetros (181.151/897 respectivamente).

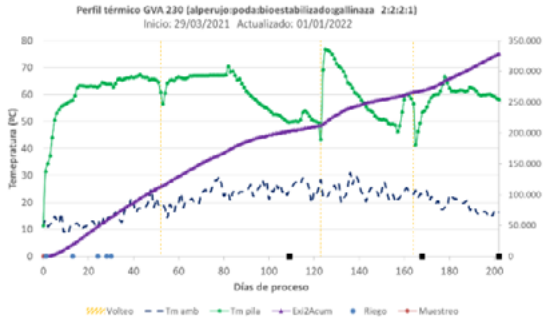


Figura 1. Perfil térmico pila 1 GVA230. Composición: Alperujo-Bioestabilizado-Poda-Gallinaza (% peso s.m.f.): 50%-25%-10%-15%

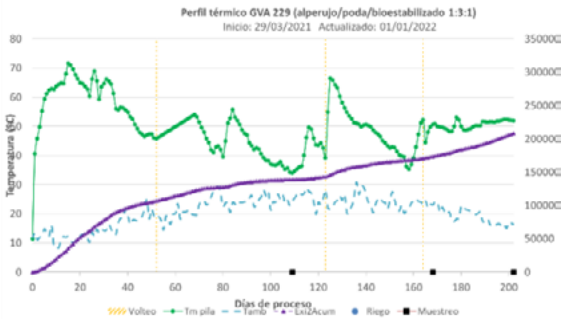


Figura 2. Perfil térmico pila 2 GVA229. Composición: Alperujo-Bioestabilizado-Poda-Gallinaza (% peso s.m.f.): 50%-30%-20%-0%

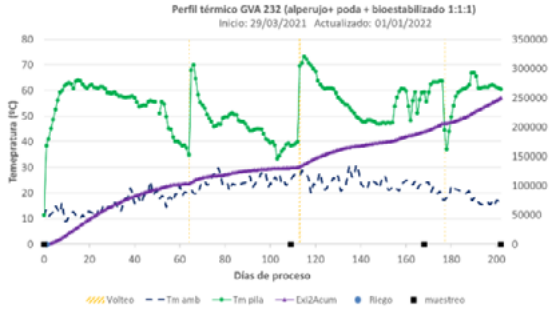


Figura 3. Perfil térmico pila 3 GVA232. Composición: Alperujo-Bioestabilizado-Poda-Gallinaza (% peso s.m.f.): 50%-35%-15%-0%

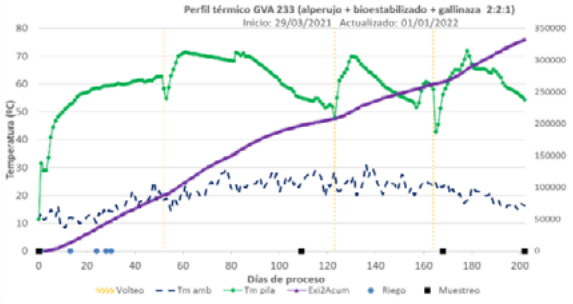


Figura 4. Perfil térmico pila 4 GVA233. Composición: Alperujo-Bioestabilizado-Poda-Gallinaza (% peso s.m.f.): 50%-35%-0%-15%

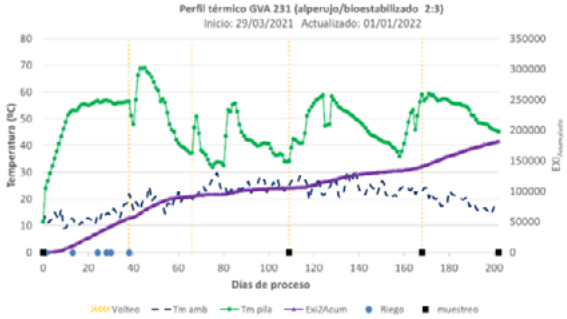


Figura 5. Perfil térmico pila 5 GVA231. Composición: Alperujo-Bioestabilizado-Poda-Gallinaza (% peso s.m.f.): 50%-50%-0%-0%

Todas las pilas alcanzaron los niveles de higienización establecidos en el Reglamento (UE) 2019/1009 sobre la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE.

3.2. Producto

El análisis estadístico de los diferentes parámetros de los compost obtenidos se muestra en la Tabla 3. Todos los compost poseen un pH básico apto para uso agrícola, sin observarse diferencias significativas entre ellos, la relación C/N tampoco muestra diferencias significativas entre los compost y se encuentra por debajo de lo establecida en el Real Decreto 506/2013 de 28 de junio, sobre productos fertilizantes (última modificación Orden APA/104/2022). La menor exotermia alcanzada en el proceso de la pila 5 podría explicar la menor pérdida de MO en este compost. La concentración de polifenoles muestra diferencias significativas observándose el mayor valor para la pila 1, con mayor proporción de poda y gallinaza, y el menor en la pila 3, con un 15% de poda y sin gallinaza. La salinidad también presenta diferencias significativas, siendo el menor valor el de la pila 2, cuya mezcla inicial incorporaba la mayor proporción de poda. El contenido en macronutrientes primarios (N, P y K) presenta diferencias significativas encontrándose los valores más altos en las pilas que incorporaban gallinaza en la mezcla inicial (pilas 1 y 4). El IG superior al 90% en todos los compost indica ausencia de fitotoxicidad y madurez. Se encontraron diferencias significativas en los valores de IG: el mayor valor (112%) se obtiene en la pila 3 y todos, excepto el compost de la pila

1, pueden considerarse compost de efecto estimulante en el crecimiento de *Lepidium sativum L*. La mayor cantidad de carbono ácidos húmicos frente a fúlvicos (Cha/Chf> 1,6) también avala la madurez de estos compost. Todos los compost cumplieron con los requisitos microbiológicos establecidos en el RD (resultados no mostrados).

Tabla 3. Tabla de producto final compost obtenido.

Parámetro	Pila 1	Pila 2	Pila 3	Pila 4	Pila 5	F-ANOVA
pH	8,5a	8,6a	8,4a	8,4a	8,3a	,581ns
Conductividad eléctrica (dS/m)	3,3ab	3,1a	3,3ab	3,9c	3,5b	13***
Materia Orgánica Total, MO (%)	53,2c	48,3b	46,6b	47,8b	41,1a	14***
Carbono Orgánico Total, COT (%)	32,6b	29,2a	29,2a	31,5ab	29,1a	5 **
COT/NT	13,6a	15,1a	13,7a	13,8a	15,1a	3ns
Pérdida de Materia Organica	42,4a	46,8a	51,9a	48a	42,2a	2ns
Nitrógeno Total, NT (%)	2,4c	1,9a	2,1ab	2,3bc	1,9a	11**
P_2O_5 (%)	1,4c	0,9a	1,2b	1,4c	1,3b	52***
K_2O (%)	1,6c	1,1a	1,2ab	1,4c	1,3b	58***
Na g/Kg	3b	2,4a	2,9b	3,1b	4c	54***
Índice de germinación, IG (%)	92a	105b	112b	102ab	108b	5**
Carbono extraíble (%)	7.7	7.1	6.8	7.9	8.0	nd
Carbono de ácidos fúlvicos (%)	2.1	2.1	1.8	1.9	1.9	nd
Carbono de ácidos húmicos (%)	5.6	5.0	5.0	6.0	6.1	nd
Polifenoles hidrosolubles, WSPol (mg/kg)	1.021b	928b	723a	994b	738a	37***

nd: no determinado

4. Conclusiones

Los procesos mostraron un buen desarrollo a nivel térmico, elevada exotermia y temperaturas máximas que garantizaron la higienización de los productos, corroborándose la eficacia de los co-ingredientes para el éxito del proceso. Así mismo, los compost obtenidos presentan características adecuadas para su utilización como enmiendas.

A pesar de los buenos resultados sería necesario estudiar los efectos del compost obtenido sobre las características agronómicas y edafológicas de los terrenos de cultivo de la zona cuya aplicación además de mejorar la fertilidad contribuiría a la mitigación del cambio climático mediante el secuestro de carbono en el suelo.

5. Bibliografía

BOE, 2022a. Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Boletín Oficial del Estado. URL: https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2022-5809.

BOE, 2022b. Orden APA/104/2022, de 11 de febrero, por la que se modifican los anexos I, II, III y VI del Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2022-2621

BOE, 2013. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado. https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2013-7540

Gil, M.V., Calvo, L.F., Blanco, D., Sánchez, M.E., 2008. Assessing the agronomic and environmental effects of the application of cattle manure compost on soil by multivariate methods. Bioresource Technology, 99, 5763-5772

Reglamento (UE) n. 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE.

Vico A., Perez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agullo E., Marhuenda-Egea F.C., Saez J.A., Paredes C., Perez-Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J Environ Manage*. 226, 408-415.

6. Agradecimientos

El presente trabajo se desarrolla gracias al Convenio de Colaboración sobre Agrocompostaje entre la Generalitat, a través de la Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural y La Universidad Miguel Hernández de Elche para la ejecución de proyectos de investigación y experimentación en compostaje.

CARACTERIZACIÓN DE MATERIALES INICIALES EN NUEVOS MODELOS DE COMPOSTAJE: AGROCOMPOSTAJE, COMPOSTAJE COMUNITARIO Y COMPOSTAJE URBANO DESCENTRALIZADO

Cristina Álvarez-Alonso[1*], Mª Dolores Perez-Murcia[1], Carlos Gómez[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Ana García-Rández[1], Ignacio Irigoien[2], Marga López[3], Xavier Barber[4], Raúl Moral[1], Mª Ángeles Bustamante[1]

[1]CIAGRO, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel, Km 3.2, 03312, Orihuela, Alicante.
[2] Dpto. de Agronomía, Biotecnología y Alimentación UPNA- Universidad Pública de Navarra, 31006, Pamplona, Navarra.
[3] Dept. d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia (DEAB), Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Universitat Politècnica de Catalunya (UPC). Esteve Terradas, 8, 08860, Castelldefels, Barcelona.
[4]CIO, Universidad Miguel Hernandez, Elche (Alicante)
**email: cristina.alvareza@umh.es*

Resumen: El cambio de concepto de los modelos de gestión de los residuos orgánicos procedentes de un modelo económico lineal hacia un enfoque circular ha incrementado el flujo de residuos considerados como nuevos recursos, evitando así tanto su depósito en vertedero como los impactos ambientales derivados de una inadecuada gestión. La obligación por parte de la UE de gestionar los biorresiduos por separado no solo aumenta la cantidad de fracción orgánica recogida selectivamente (FORS), tradicionalmente gestionada mediante compostaje en instalaciones centralizadas, sino que dificulta la gestión en zonas rurales o semi-rurales. Por ello, en los últimos años han surgido nuevos modelos de compostaje adaptados a las peculiaridades de cada zona y tipo de residuo: agrocompostaje, compostaje comunitario (en islas de compostaje) y compostaje urbano descentralizado (en plantas de pequeña escala). Sin embargo, la calidad final de un compost depende tanto de los materiales iniciales utilizados como del proceso de compostaje que estos siguen, razón por la cual es interesante el estudio de los materiales utilizados como ingredientes. El objetivo de este trabajo es realizar una caracterización inicial de los diferentes materiales empleados como ingredientes en los nuevos modelos de compostaje, evaluando sus características físico-químicas y químicas, así como sus condiciones higiénico-sanitarias.

Palabras clave: compostaje descentralizado, materiales iniciales, residuos orgánicos, parámetros químicos, patógenos.

1. Introducción

La implementación de la economía circular en la gestión de residuos orgánicos ha aumentado el flujo de residuos considerados nuevos recursos, evitando malas prácticas habituales como el depósito en vertedero o las quemas agrícolas. La reciente Ley 7/2022 de residuos y suelos contaminados para una economía circular (BOE, 2022), incorpora a la normativa nacional la Directiva 2008/98/CE y su modificación mediante la Directiva (UE) 2018/850, y establece la obligatoriedad de nuevas recogidas separadas (quinto contenedor, puerta a puerta), entre otros, para los biorresiduos con la finalidad de aumentar la calidad del reciclado y estimular el uso de materias primas secundarias de calidad. Esta nueva obligación no solo aumenta la cantidad de FORS recogida, gestionada tradicionalmente en instalaciones de compostaje centralizadas, sino que dificulta la gestión en zonas rurales o semi-rurales, obligando a adoptar medidas específicas que posibiliten el tratamiento biológico de los residuos en origen, mediante compostaje doméstico o comunitario que permita a su vez obtener enmiendas orgánicas de calidad. Bajo este marco legislativo, han surgido nuevos modelos de compostaje adaptados a las peculiaridades de cada zona y tipo de residuos. Estos modelos son el **agrocompostaje**, que gestiona en su zona de origen e *in situ* residuos procedentes del sector agrario como residuos agrícola-forestales, ganaderos y agroalimentarios; **compostaje comunitario** en pequeñas áreas ubicadas en los alrededores del municipio (islas de compostaje), característico en la Comunidad Valenciana y con capacidad para gestionar 20 m^3 de FORS y 20 m^3 de residuos de podas urbanas de parques

y jardines al año y **compostaje urbano descentralizado,** en plantas de pequeña escala que gestionan entre 300-1000 t al año (DOGVA, 2018). Sin embargo, la calidad final de un compost depende tanto de los materiales iniciales como del proceso de compostaje desarrollado, por lo que es esencial estudiar los materiales utilizados como ingredientes en estos nuevos modelos de gestión con la finalidad de aumentar la protección ambiental, evitar efectos perjudiciales sobre la salud humana y elevar la calidad de los materiales finales obtenidos.

El objetivo de este trabajo es realizar una caracterización inicial de los diferentes materiales empleados como ingredientes en los nuevos modelos de compostaje, evaluando sus características físico-químicas y químicas, así como sus condiciones higiénico-sanitarias y elementos potencialmente tóxicos.

2. Material y Métodos

Se tomaron un total de 74 muestras de materiales iniciales: 3 agrícolas, 24 agroindustriales, 5 forestales, 15 ganaderos y 27 urbanos, de un total de 20 gestores: 10 zonas de agrocompostaje, 7 islas de compostaje comunitario y 3 plantas de compostaje descentralizado situadas en la Comunidad Valenciana, Comunidad Foral de Navarra y Cataluña. Las muestras fueron tomadas por separado directamente del acopio de cada zona/isla/planta, tomando 7 submuestras a diferentes alturas y profundidades para obtener una muestra final representativa y homogénea. En su análisis posterior, realizado por duplicado, se determinaron parámetros físico-químicos y químicos según los métodos descritos por Vico y col. (2018), sus condiciones higiénico-sanitarias, mediante la determinación de patógenos (*Salmonella sp.* y *E. coli*.) y elementos potencialmente tóxicos.

3. Resultados y Discusión

Las Tablas 1 y 2 muestran los valores medios obtenidos respecto a las características químicas y las condiciones higiénico-sanitarias y elementos potencialmente tóxicos, respectivamente, en los materiales de origen urbano utilizados en el modelo comunitario y urbano descentralizado. La FORS en ambos casos mostró pH ácido, alto contenido en MO, así como mayor salinidad en el modelo descentralizado. La poda en ambos modelos mostró un pH neutro, alta MO y baja CE. Ambos tipos de residuos mostraron bajos contenidos en metales, ausencia de *Salmonella sp.* y, aunque el contenido en *E. coli* es alto, es esperable que disminuya durante el proceso de compostaje (Bernal y col. 2017).

Tabla 1. Caracterización de los residuos de origen urbano de los nuevos modelos de compostaje.

		n	pH	CE (dS/m)	MO (%)	Ratio C/N	N (%)	P (%)	K (%)	Na (g/kg)	Mg (g/kg)	Mn (g/kg)	Fe (g/kg)
COM	FORS	9	5,9	5,3	81,2	22,2	2,1	4,2	13,9	3,7	2,6	42,9	470
	PODA	9	7,1	2,8	72,6	43,9	1,3	2,3	7,8	1,4	4,9	80,3	1396
DES	FORS	3	5,8	7,0	77,7	15,7	2,8	7,5	14,6	4,9	1,8	81,4	640
	PODA	6	7,0	2,0	79,8	68,4	0,9	4,3	7,0	1,5	2,5	106,2	2940

COM: compostaje comunitario; DES: compostaje urbano descentralizado; n: número de muestras; CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica.

Tabla 2. Condiciones higiénico-sanitarias y elementos potencialmente tóxicos en los residuos urbanos estudiados.

		n	*Salmonella sp.* en 25g	*E. coli* NMP/g	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
COM	FORS	9	ausencia	5,4E+03	0,2	13,5	10,8	3,7	1,5	99,3
	PODA	9	ausencia	7,8E+02	0,1	23,1	14,9	6,4	6,8	211,6
DES	FORS	3	ausencia	8,0E+05	0,1	22,8	12,8	6,9	1,8	38,9
	PODA	6	ausencia	1,2E+04	0,2	55,9	15,8	13,0	22,9	58,7

COM: compostaje comunitario; DES: compostaje urbano descentralizado; n: número de muestras.

Los residuos agroindustriales mostraron un pH ligeramente ácido, alto contenido en MO y CE (Tabla 3), como ya observaron Bustamante y col. (2008) en este tipo de residuos de origen agroindustrial. Todos los materiales mostraron ausencia y/o contenidos bajos de patógenos, así como de metales pesados (Tabla 4), siendo estas características idóneas para su uso en la obtención de compost de calidad.

Tabla 3. Caracterización de residuos agroindustriales utilizados en nuevos modelos de compostaje

	Material	n	pH	CE (dS/m)	MO (%)	Ratio C/N	N (%)	P (%)	K (%)	Na (g/kg)	Mg (g/kg)	Mn (g/kg)	Fe (g/kg)
OLEI	ALP	13	5,5	5,1	87,7	34,0	1,6	4,0	20,7	0,4	2,5	109,4	558
	HO	9	5,8	2,1	85,2	31,2	1,6	1,2	7,9	0,2	1,8	81,8	1335
VITI	OR	1	6,3	3,3	88,0	24,1	2,2	4,8	37,6	0,1	2,1	69,9	397
	RP	1	6,6	3,0	89,5	34,1	1,5	1,3	28,7	0,1	2,1	42,3	364

OLEI: industria oleícola; VITI: industria vitivinícola; ALP: alperujo; HO: hoja de olivo; OR: orujo; RP: raspón; n: número de muestras. CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica.

Tabla 4. Condiciones higiénico-sanitarias y elementos potencialmente tóxicos de residuos agroindustriales estudiados.

	Material	n	*Salmonella sp.* en 25g	*E. coli* NMP/g	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
OLEI	ALP	13	ausencia	4	0,06	6,97	40,76	3,69	1,31	153,72
	HO	9	ausencia	42	0,09	11,33	133,40	4,54	2,47	36,48
VITI	OR	1	ausencia	<3	0,01	6,87	82,80	1,51	2,23	29,36
	RP	1	ausencia	460	0,01	9,27	20,23	3,40	0,71	24,22

OLEI: industria oleícola; VITI: industria vitivinícola; ALP: alperujo; HO: hoja de olivo; OR: orujo; RP: raspón; n: número de muestras.

Los materiales agrícolas y forestales (Tablas 5 y 6) mostraron un pH medio superior a 6, excepto los chips de madera, con valor menor. La CE es baja en todos los residuos (<2 dS/m), excepto en la paja de cebada, que mostró un valor alto (>7 dS/m). Los contenidos en MO son altos y el contenido en patógenos y elementos tóxicos es en general, bajo, característico en este tipo de residuos.

Tabla 5. Caracterización de materiales agrícolas y forestales utilizados en los nuevos modelos.

	n	pH	CE (dS/m)	MO (%)	Ratio C/N	N (%)	P (%)	K (%)	Na (g/kg)	Mg (g/kg)	Mn (g/kg)	Fe (g/kg)
PC	1	7,8	7,1	88,4	32,9	1,3	2,2	26,5	2,1	1,3	39,1	177
AOA	1	6,2	1,3	94,0	61,1	0,8	0,9	4,3	0,1	0,9	25,5	286
SA	1	6,8	1,7	95,3	55,9	0,8	1,4	6,4	0,1	3,0	132,6	947
CH	4	7,0	1,1	65,8	52,6	0,8	0,5	4,4	0,2	6,4	82,8	2093
CM	1	5,6	0,5	97,8	201,4	0,2	0,2	2,4	0,03	0,2	14,7	175

PC: paja de cebada y otros; AOA: astilla de olivo y almendro; SA: sarmiento; CH: chopo; CM: chips de madera; n: número de muestras. CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica.

Tabla 6. Condiciones higiénico-sanitarias y elementos tóxicos de materiales agrícolas y forestales.

	n	*Salmonella sp.* en 25g	*E. coli* NMP/g	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
PC	1	ausencia	4	0,01	2,02	6,16	0,61	0,48	34,28
AOA	1	ausencia	<3	0,04	8,31	9,61	3,74	0,66	10,63
SA	1	ausencia	1,10E+03	0,03	19,25	12,98	4,29	1,26	50,34
CH	4	ausencia	76,75	0,34	28,01	6,29	8,74	2,57	92,56
CM	1	ausencia	<3	0,02	4,31	2,88	0,98	3,83	4,29

PC: paja de cebada y otros; AOA: astilla de olivo y almendro; SA: sarmiento; CH: chopo; CM: chips de madera; n: número de muestras.

Los residuos ganaderos estudiados mostraron valores de pH superiores a 7, alta CE y alto contenido en MO (Tabla 7). En cambio, la relación C/N es la más baja de todos los residuos estudiados, lo que se asocia a su alto contenido en N, destacando el estiércol avícola. Los contenidos en patógenos y metales también fueron los más altos de los residuos estudiados (Tabla 8), posiblemente debido al tradicional manejo ganadero, aunque no se esperan efectos negativos derivados de su uso en compostaje.

Tabla 7. Caracterización de los residuos ganaderos utilizados en nuevos modelos de compostaje.

	n	pH	CE (dS/m)	MO (%)	Ratio C/N	N (%)	P (%)	K (%)	Na (g/kg)	Mg (g/kg)	Mn (g/kg)	Fe (g/kg)
OV	2	7,8	7,2	54,9	16,5	1,9	5,2	24,6	3,2	5,5	229,7	2803
VA	1	8,9	4,4	68,2	14,8	2,5	4,2	19,1	1,6	4,8	189,9	1932
AV	10	7,0	6,6	80,7	12,1	3,5	8,7	20,7	2,2	8,1	474,0	1085
PO	2	7,1	4,3	72,7	18,3	2,2	21,3	12,0	2,7	15,5	720,1	2240

OV: estiércol ovino; VA: estiércol vacuno; AV: estiércol avícola; PO: estiércol porcino; n: número de muestras.

Tabla 8. Condiciones higiénico-sanitarias y elementos potencialmente tóxicos de los residuos ganaderos estudiados.

	n	*Salmonella sp.* en 25g	*E. coli* NMP/g	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
OV	2	ausencia	<3	0,11	20,94	27,48	8,85	7,21	201,37
VA	1	ausencia	2,4E+03	0,13	22,63	25,58	6,35	2,47	112,61
AV	10	ausencia	9,5E+02	0,25	8,31	78,07	5,89	4,51	432,15
PO	2	ausencia	1,1E+04	0,19	10,80	133,02	6,32	2,32	827,46

OV: estiércol ovino; VA: estiércol vacuno; AV: estiércol avícola; PO: estiércol porcino; n: número de muestras.

4. Conclusiones

La caracterización realizada a los materiales iniciales demostró la ausencia de potenciales riesgos tanto para la salud humana como para el medioambiente, asociado a su uso como ingredientes en los nuevos modelos de compostaje (agrocompostaje, comunitario y urbano descentralizado). Dichos nuevos modelos de compostaje abren la posibilidad de gestionar residuos en un entorno de economía circular de cercanía adaptada a las peculiaridades de cada zona y conforme a las exigencias de las nuevas normativas de gestión.

5. Bibliografía

Bernal M.P., Sommer S.G., Chadwick D., Qing C., Guoxue L., Michel F.C. 2017. Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits. *Adv.Agron.* 144, 143-233.

Bustamante M.A., Moral R., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moreno-Caselles J., Pérez-Murcia M.D., 2008. Agrochemical characterisation of the solid byproducts and residues from the winery and distillery industry. *Waste Manag.* 28, 372–380.

BOE, 2022. Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Boletín Oficial del Estado, nº 85, Ref. BOE-A-2022-5809.

DOGVA, 2018. Orden 18/2018, de 15 de mayo, por al que se regulan las instalaciones de compostaje comunitario en el ámbito territorial de la Comunidad Valenciana. Diario Oficial de la Generalitat Valenciana, 8300, 20776-20782.

Vico A., Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera L.*) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J. Environ. Manag.* 226, 408-415.

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada en el marco del proyecto de investigación NEOCOMP (ref. PID2020-113228RB-I00) financiado por MCIN/ AEI /10.13039/501100011033.

CO-COMPOSTAJE DE LODOS PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA AVÍCOLA DE CARNE CON RESIDUOS DE LA INDUSTRIA OLEÍCOLA Y RESIDUOS VEGETALES MUNICIPALES

Luis Manuel Torres Ginés[1], Antonio Davó Sarrión[1], Germán Tortosa[2], Concepción Paredes[3]

[1] Ecoindustria del Reciclado, S.L., C/ Veracruz, Nº 7, 18004-Granada
[2]Dpto. Microbiología del Suelo y Sistemas Simbióticos, Estación Experimental del Zaidín (EEZ-CSIC), C/ Prof. Albareda, N.º 1, 18008-Granada
[3]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Ctra. Beniel km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)
Correo electrónico: luis.torres04@goumh.umh.es

Resumen:

En este trabajo se está realizando un experimento de co-compostaje de lodos procedentes de la industria avícola (LAV), con residuos de orujillo (OR), cenizas de orujillo (COR) y poda urbana (PU). Se fabricaron dos pilas con diferentes proporciones de los residuos anteriores en una planta de tratamiento de situada en Guadix, Granada. El objetivo del trabajo es estudiar el comportamiento de este tipo de residuos con respecto al compostaje, ya que es la mejor alternativa para su valorización, transformando los residuos orgánicos en productos fertilizantes de calidad agrícola. Se trata de un experimento que está durando más de 300días. No obstante, en los resultados de las muestras analizadas, se puede observar la evolución de algunos parámetros físico-químicos, que indican que el proceso se está desarrollando adecuadamente, aunque está siendo muy largo debido a la naturaleza recalcitrante de los residuos utilizados, que contienen materia orgánica más difícilmente biodegradable.

Palabras clave: biosólido, orujillo, poda urbana, compost, estabilización.

1. Introducción

En el año 2020, la industria cárnica representó el 22,2% de la cifra de negocio total de todo el sector alimentario español (ANICE, 2021). En ese mismo año, se sacrificaron unos 696.387 pollos de engorde con una producción de carne de 1,4 x 10^6 toneladas (Anuario de Estadística, 2020). La producción de carne de pollo de engorde en Andalucía en 2020, fue de 324.495 toneladas (Anuario de Estadística, 2020). En Andalucía existen 759 granjas de producción de pollos de engorde (MAPA, 2020), de las que 200 de ellas surten de carne a las instalaciones de procedencia del lodo utilizado en el presente trabajo.

En las industrias avícolas de producción de carne se genera una gran cantidad de agua residual procedente de las operaciones de limpieza, transporte, enfriamiento, etc. Estas aguas tienen una elevada carga contaminante que hace necesaria su depuración, generándose lodos que presentan una elevada humedad y una alta putrescibilidad que obliga a una rápida gestión de los mismos para prevenir la generación de olores (Canales y col., 2006). Una de las alternativas más económica y eficaz para el aprovechamiento de estos lodos es el compostaje, obteniéndose productos con alto valor, como enmiendas de suelos y fertilizantes, ya que estos residuos son ricos en nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo (Chiarelotto y col., 2021). Al tener estos lodos una elevada humedad es necesario co-compostarlos con residuos vegetales que aporten la porosidad necesaria para que el proceso de compostaje se realice de forma adecuada y también, aporten potasio, nutriente que se encuentra en bajo contenido en los lodos procedentes de la industria avícola de carne (Chiarelotto y col., 2021). Entre los residuos vegetales locales que se podrían emplear estarían los residuos procedentes de la industria oleícola y los residuos de poda urbana. El sector productor de aceite de oliva es muy importante en España, siendo Andalucía la comunidad autónoma con mayor extensión de suelo dedicada al cultivo de oliva (98.710 ha) y donde es también mayor la producción de aceite de oliva (1.094.318 toneladas de aceite de oliva virgen y 48.711 toneladas de aceite de orujo) (Anuario de Estadística, 2020). Dentro de la industria de extracción de aceite de oliva se obtienen diferentes subproductos y residuos, tales como el orujillo de oliva. La valorización principal de

este residuo es la energética mediante su combustión, originándose de este proceso otro residuo como son las cenizas de orujillo.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es el co-compostaje de diferentes proporciones de lodo procedente de la industria avícola de carne con orujillo de oliva, cenizas de orujillo y poda urbana para encontrar la mezcla de estos residuos más adecuada para la optimización del proceso de compostaje y la obtención de un potencial producto final de calidad agrícola.

2. Material y Métodos

El trabajo de investigación se está realizando en una planta de tratamiento de residuos propiedad de Ecoindustria del Reciclado, S.L., situada en el municipio de Guadix, Granada, en donde se han elaborado dos pilas de compostaje con distintas proporciones en volumen de residuos: un lodo procedente de una industria avícola de carne (LAV), orujillo de oliva (OR), cenizas de orujillo (COR) y poda urbana (PU): Pila 1 (10% LAV + 40% OR + 5 % COR + 45% PU) y Pila 2 (25% LAV + 40% OR + 5 % COR + 30% PU). Las características iniciales (MO, N y C están expresados sobre muestra seca) de los residuos son las siguientes:

- LAV: H = 79,2 %, pH = 7,0; conductividad eléctrica (CE)= 2,08 dS/m, materia orgánica (MO)= 83,2 %, carbono orgánico total (COT) = 48,2 % y nitrógeno total (NT) = 1,49 %
- OR: H = 15,3 % pH = 6,8, CE = 2,02 dS/m, MO = 55,6 %, COT= 32,3 % y NT = 0,48%
- COR: H = 9,5 %, pH = 11,4, CE = 10,25, MO = 5,4 %, COT = 3,1 % y NT = 0,02 %
- PU: H = 4,7 %, pH = 7,1 CE = 1,54 dS/m, MO = 90,9 %, COT = 52,7% y NT = 1,05%

Las pilas son de unos 3.000 kg, con dimensiones de 3 m de base, 3 m de ancho y 2 m de altura, el compostaje se está realizando a través de pilas con ventilación por volteo. En total se han hecho 8 volteos hasta el momento, ya que el experimento aún no ha concluido. Los volteos se programaron al inicio del experimento para hacerse cada 15 días en los primeros meses y luego 1 vez al mes en las etapas posteriores. Se está controlando la humedad de las pilas manteniéndola entre 40 y 60%. Se han tomado 8 muestras de material compostado en los días 15, 31, 44, 59, 87, 115, 155 y 200 de compostaje. El muestreo de cada pila se ha realizado tomando siete submuestras de siete puntos diferentes de la pila para obtener una única muestra compuesta a partir del método del cuarteo. Las muestras se han secado y molido a un tamaño inferior de 0,5 mm, para su posterior análisis. En los materiales iniciales y en las muestras obtenidas durante el proceso de compostaje se han determinado el pH, CE, MO, NT, COT y la humedad según los métodos analíticos descritos por Idrovo-Novillo y col. (2018). Además, se ha determinado el contenido en grasas (CG) mediante el método de Soxhlet. Todos los análisis se han realizado por triplicado.

3. Resultados y Discusión

La figura 1 muestra la evolución de las temperaturas medias, obtenidas a partir de 6 valores tomados a diario, junto con los valores de temperatura media ambiental y los días que se voltearon las pilas. La fase bioxidativa se está prolongando por más de 300 días, probablemente debido a la fracción más difícilmente biodegradable presente en los materiales a compostar, especialmente en el OR y en la PU, materiales muy lignificados. Otra posible causa es el contenido en grasas del OR, lo que confiere altos porcentajes en las mezclas iniciales, ayudados por las grasas contenidas en los lodos avícolas, tal y como indican los análisis realizados (Tabla1). El contenido en grasas en la pila de compostaje, hace que se genere un medio hidrófobo que hace difícil que se solubilicen las enzimas que producen los microrganismos para la degradación de los compuestos orgánicos. Esto también hace que la absorción de agua durante las lluvias y los riegos sea menos eficiente, como puede observarse de los valores de humedad que han estado por debajo del 40% en la mayor parte de ambos procesos de compostaje (Tabla 1). Estos factores también fueron observados por Tsiodra y col. (2018) en un estudio sobre el desarrollo de un modelo dinámico para la degradación de grasas y aceites durante el co-compostaje de residuos sólidos y líquidos procedentes de la industria de aceite de oliva, encontrando que los lípidos son difíciles de biodegradar por los microorganismos aeróbicos durante el período de compostaje termofílico y ello conlleva a la prolongación de esta fase y a un aumento de temperatura muy lento. En el presente trabajo se ha observado la prolongación de la fase termófila, sin embargo, las temperaturas aumentaron rápidamente en los primeros días

de compostaje, alcanzando valores cercanos a los 60 ºC. Este resultado puede haber sido debido a la presencia compuestos fácilmente degradables presentes en los lodos de la industria avícola de carne. El mayor porcentaje de este tipo de lodo en la pila también puede haber contribuido al alcance de temperaturas máximas más altas. La pila 1 ha alcanzado menor temperatura máxima durante el proceso, sin llegar a superar los 70 ºC, mientras que la pila 2, con mayor porcentaje de lodo avícola, ha alcanzado los 73,1 ºC. En la evolución de la temperatura también se ha observado un descenso de la temperatura al día siguiente de cada volteo, para después aumentar de nuevo. Este aumento es debido al aumento de la aireación del interior de la pila, conseguido con el volteo, y a la homogeneización del material, poniendo a disposición de los microorganismos material sin degradar de la parte superficial y de la parte de debajo de la pila. En ambas pilas se han mantenido temperaturas >60°C durante más de siete días. De este modo, se han conseguido los requerimientos europeos sobre higienización de compost (Reglamento (UE) 2019/1009).

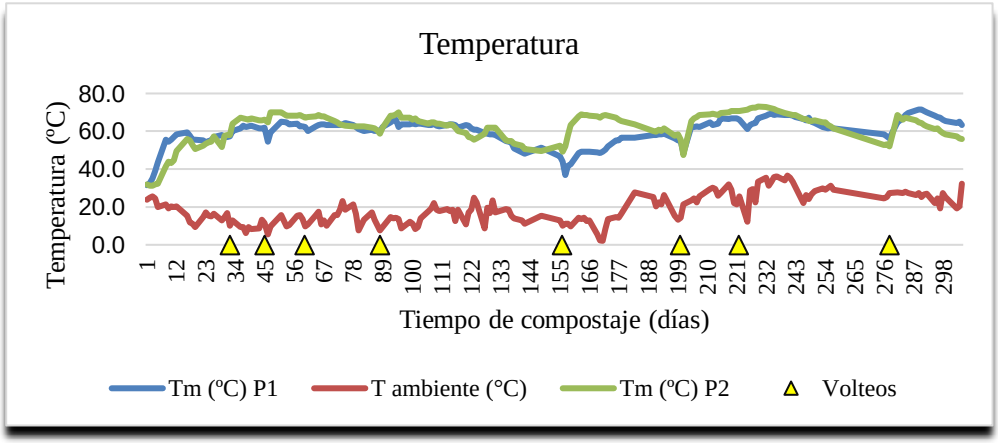


Figura 1. Evolución de temperatura de las Pilas 1 y 2 y temperatura ambiente. Los triángulos amarillos indican los días de los volteos

En la tabla 1 se muestran los valores obtenidos de los parámetros analizados en los 8 muestreos realizados. El contenido en humedad de la pila 1 se ha mantenido por debajo del 30 % en el momento de los muestreos, mientras que en la pila 2 se ha mantenido en valores más altos, aunque igualmente bajos para el desarrollo adecuado del compostaje. Hay que tener en cuenta que el proceso se ha llevado a cabo durante meses lluviosos de primavera y que las pilas se han humedecido con agua de pozo en distintas ocasiones para aumentar la humedad, ya que se encuentran a la intemperie, aunque se ha hecho de manera insuficiente y, además, el contenido de grasas del orujillo ha reducido la capacidad de absorción del agua aportada. En cuanto a la evolución del pH, se observa una tendencia ascendente, lo que se considera normal en la evolución de la fase bioxidativa del proceso, debido probablemente a la degradación de compuestos de carácter ácido tales como grupos fenólicos y carboxílicos, y a la mineralización de proteínas, aminoácidos y péptidos a amoníaco (Paredes y col., 2000). También, inicialmente se observan valores de la CE algo elevados (CE > 3 dS/m) probablemente debido al alto contenido de sales presente en las cenizas de orujillo. La alta salinidad se mantiene durante la mayor parte del proceso, como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica, que provoca a su vez un aumento en la concentración de nutrientes. Sin embargo, en los últimos muestreos se observa una reducción de este parámetro con respecto a los valores iniciales, probablemente debido a la pérdida de sales disueltas en agua por procesos de lixiviación provocados por los riegos o la lluvia. En cuanto a la relación COT/NT, se muestra una tendencia descendente, provocada principalmente por el aumento del NT, ya que la habitual reducción del COT no se ha observado en este proceso. En la pila 1 se han alcanzado valores de la relación COT/NT por encima de 25 en las primeras etapas del proceso, para después descender a medida que avanza el proceso. En cambio, en la pila 2 se observan valores más bajos de esta relación al principio del proceso y la reducción significativa a partir del muestreo 6.

Tabla 1. Valores obtenidos de los principales parámetros físico-químicos para ambas pilas en los distintos muestreos, el primero se hizo 16 días del montaje de las pilas

Muestra	Humedad (%)	pH	CE (dS/m)	COT (%)	NT (%)	Relación C/N	Grasas (%)
			Pila 1				
M1	30,4 ± 1,9	8,25 ± 0,05	4,20 ± 0,05	20,4 ± 1,56	1,08 ± 0,03	18,90	1,84 ± 0,10
M2	26,4 ± 0,5	6,89 ± 0,06	4,77 ± 0,35	28,25 ± 4,31	0,97 ± 0,1	29,06	-
M3	21,3 ± 0,3	7,96 ± 0,03	4,85 ± 0,14	30,2 ± 0,71	1,17 ± 0,08	25,79	-
M4	22,0 ± 0,2	7,92 ± 0,01	5,11 ± 0,07	26,95 ± 2,47	1,2 ± 0,25	23,24	-
M5	18,0 ± 0,1	8,33 ± 0,07	4,50 ± 0,06	24,6 ± 2,97	1,43 ± 0,05	17,23	1,74 ± 0,10
M6	17,3 ± 0,4	9,57 ± 0,03	3,76 ± 0,07	24,95 ± 2,76	1,22 ± 0,08	20,45	-
M7	24,2 ± 0,5	8,99 ± 0,07	4,11 ± 0,06	27,35 ± 1,63	1,89 ± 0,01	14,49	-
M8	22,9 ± 7,6	9,29 ± 0,04	3,46 ± 0,08	26,95 ± 1,06	1,52 ± 0,14	17,73	0,91 ± 0,08
			Pila 2				
M1	37,7 ± 3,1	7,64 ± 0,04	4,63 ± 0,16	27 ± 0,71	1,76 ± 0,14	15,40	7,51 ± 0,10
M2	41,2 ± 1,3	6,85 ± 0,11	5,77 ± 0,11	30,05 ± 2,47	1,56 ± 0,02	19,22	-
M3	35,1 ± 0,4	6,88 ± 0,06	5,74 ± 0,24	31,45 ± 1,2	1,83 ± 0,02	17,22	-
M4	28,3 ± 1,2	7,16 ± 0,04	5,49 ± 0,44	32,45 ± 0,64	1,65 ± 0,02	19,72	-
M5	22,4 ± 0,1	7,50 ± 0,01	4,84 ± 0,24	33,1 ± 0,99	1,73 ± 0,06	19,10	3,99 ± 0,12
M6	19,1 ± 0,1	8,40 ± 0,15	4,16 ± 0,03	27,65 ± 0,49	1,71 ± 0,03	16,22	-
M7	26,8 ± 0,4	7,74 ± 0,06	5,08 ± 0,13	31,3 ± 0,14	2,07 ± 0,04	15,16	-
M8	23,1 ± 0,7	8,68 ± 0,02	4,02 ± 0,02	28,75 ± 0,07	2,32 ± 0,04	12,39	1,74 ± 0,14

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos hasta ahora permiten indicar que el compostaje parece una opción adecuada para este tipo de residuos. Este tipo de residuos se caracterizan por tiempos largos de compostaje, por lo recalcitrante de las fracciones orgánicas. El elevado contenido de grasas podría ser una de las causas de que se esté prologando tanto en el tiempo. Durante el compostaje, presentan unas fases termófilas muy largas y valores cercanos a 70 º C, las cuales se consideran adecuadas para asegurar la higienización.

5. Bibliografía

ANICE, 2021. Asociación Nacional de Industrias de la Carne de España. file:///C:/Users/tsi/Downloads/Memoria_202162.pdf (fecha de consulta: 30/05/2022)

Anuario de Estadística, 2020. https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2020/default.aspx (fecha de consulta: 30/05/2022).

Canales, C., Pascual, A., Morera, J.L., Santamaría, M.A., Colmenares, M., Martín, A., Sánchez, P., Ortuño, R., Núñez, A., Ruíz, B., Rodrigo, A., Collado, F., 2006. Guía de mejores técnicas disponibles en España del sector matadero y de los transformados de pollo y gallina. Ed. Centro de publicaciones Secretaria General Técnica del Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 198 pp.

Chiarelotto, M., Pires Salcedo Restrepo, J.C., Lorin, H.E.F., Damaceno, F.M., 2021. Composting organic waste from the broiler production chain: A perspective for the circular economy. *J. Clean. Prod.* 329, 129717.

Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Angeles Bustamante, M., Paredes, C., 2018. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process Saf. Environ. Protect.* 116, 388-395.

MAPA, 2020. El sector de la avicultura de carne en cifras. Principales Indicadores Económicos. https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/estadisticas/indicadoreseconomicossectoravicoladecarne2020_parapublicar_tcm30-419674.pdf (fecha de consulta: 30/05/2022).

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. *Biology and Fertility of Soils*. 32, 222-227.

Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE y se modifican los Reglamentos (CE) nº 1069/2009 y (CE) nº 1107/2009 y se deroga el Reglamento (CE) nº 2003/2003. *Diario Oficial de la Unión Europea*. L 170, 1- 114.

Tsiodra C., Stathakis E., Vlysidis A., Vlyssides A., 2018. Development of a dynamic model for the degradation of fats, oils and greases during co-composting of olive mill solid and liquid wastes. *Fresenius Environmental Bulletin*. 27, 4900-4903.

SITUACIÓN DE LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN ECUADOR Y CARACTERÍSTICAS DE LOS LODOS GENERADOS

Fernando Vinicio Armas-Vega[1], Irene Gavilanes-Terán[2], Diana Chuquizala-Erazo[2], Bryan Sánchez-Andrango[2], Freddy Muñoz Tobar[3] Concepción Paredes[4],

[1]Facultad de Ingeniería Agropecuaria IASA, Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE. Sangolqui (Pichincha), Ecuador
[2]Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador
[3]Jefe del departamento tratamiento de aguas residuales, EPMAPS. D.M. Quito (Pichincha), Ecuador
[4]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Ctra. Beniel km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), España
Correo electrónico: fernandoarmas@yahoo.com.br

Resumen: En las últimas décadas en Ecuador se ha producido un aumento de la población y su concentración en zonas urbanas. Esto ha conllevado a una mayor demanda y saneamiento de agua, lográndose grandes progresos en la cobertura de agua potable, mientras que el tratamiento de aguas residuales no está implantado en todos los municipios, vertiendo estos afluentes a barrancos, ríos y otros cuerpos de agua. Por lo tanto, el objetivo principal de este trabajo fue la evaluación de la capacidad de depuración de diferentes plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en Ecuador, así como determinar las características de los lodos generados. Para ello, se estudiaron tres PTAR urbanas-sistema anaerobio, pertenecientes al municipio de Rumiñahui, y otra PTAR urbana-sistema aerobio de lodos activados, perteneciente al D.M. Quito. En todas las PTAR se analizaron los afluentes, los efluentes y los lodos generados durante cuatro periodos (mayo, agosto y noviembre 2021 y febrero 2022). En las aguas residuales y tratadas y en los lodos se determinaron diferentes parámetros físico-químicos y químicos para estudiar el efecto del tipo de PTAR en la capacidad de depuración de las aguas residuales y en las características de los lodos. Los resultados obtenidos indicaron que no se encontraron grandes diferencias en las características de los afluentes que llegaban a las PTAR evaluadas durante el periodo de estudio. Sin embargo, en el caso de los efluentes el tipo de PTAR influyó significativamente en parámetros, tales como pH, DQO, DBO_5 y nitrógeno total Kjeldahl, mostrando la mayor parte de las aguas tratadas analizadas valores adecuados de los parámetros que indican su depuración. En relación con los lodos estudiados, el tipo de PTAR afectó especialmente al contenido de materia orgánica y de nutrientes, siendo estos mayores en los lodos producidos en la PTAR con sistema aerobio. También, todos los lodos estudiados tuvieron contenidos de metales pesados por debajo de los límites máximos permitidos por las directrices estadounidenses, siendo esta característica favorable para su empleo agrícola.

Palabras clave: biosólido, contaminación del afluente, depuración del efluente, valorización agrícola

1. Introducción

En Ecuador, la gestión sostenible del agua y su saneamiento está legislada en su Constitución y también es uno de los Objetivos de Desarrollo Sostenible firmados por este país. Actualmente, existen importantes avances en los servicios para la cobertura del agua para consumo humano, sin embargo, los servicios de saneamiento representan un reto importante para reducir los problemas que ocasionan el deterioro de la calidad del agua. De acuerdo con el INEC (2021), se observó un incremento de los municipios que implementaron procesos de tratamiento de aguas residuales, pasando del 66,5% en 2018 al 73,8% en 2020. A pesar de ello, en el año 2020 todavía el 26,2% de los municipios no realizó tratamiento alguno y las aguas sin tratar fueron vertidas el 56,7% en ríos, el 36,1% en barrancos, y el restante en otros cuerpos de agua o suelo, con los consiguientes impactos tales como, deterioro de la calidad del agua, modificaciones del hábitat y pérdida de especies, alteración de los procesos ecosistémicos y graves problemas sanitarios (Iñiguez-Armijos y col., 2022). El tratamiento de las aguas residuales, tanto municipales como industriales, tiene como objetivo eliminar los contaminantes presentes con el fin de hacerlas aptas para otros usos o bien para evitar daños al ambiente como los citados anteriormente. Sin embargo, el tratamiento del agua trae siempre como consecuencia la formación de lodos residuales, subproductos difícil de gestionar y que implica un coste extra en la depuración de las aguas residuales (Peña y Álvarez, 2018). En muchos casos gran parte de los lodos generados en una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) son descargados en cuerpos de agua

o dispuestos en vertederos a cielo abierto sin ningún tratamiento previo que permita tomar las medidas de protección adecuadas para evitar la contaminación del suelo, agua subterránea o la atracción de vectores (insectos, ratas, carroñeros, etc.), generando problemas de contaminación de los mantos freáticos y de salud pública (Amador-Diaz y col., 2015).

De este modo, el objetivo principal de este trabajo fue analizar el sistema de depuración de diferentes PTAR, caracterizando los afluentes, los efluentes y los lodos producidos, para evaluar la capacidad de depuración de estas plantas y el potencial uso agrícola de los lodos.

2. Material y Métodos

Para el presente estudio, se estudiaron tres PTAR urbanas (Cuendina, Santa Clara y Ejército Nacional), con sistema de depuración anaerobio, pertenecientes al municipio de Rumiñahui, y una PTAR urbana (Cochauco) con sistema de depuración aerobio de lodos activados, perteneciente al D.M. Quito. En todas las PTAR se analizaron los afluentes, los efluentes y los lodos generados durante cuatro periodos (mayo, agosto y noviembre 2021 y febrero 2022). El muestreo de los afluentes y de los efluentes se realizó siempre en el mismo intervalo horario (entre las 7:00 h y 11:00 h), tomándose un volumen de muestra de 2 litros en la tubería de ingreso del agua residual y en la tubería de vertido de la PTAR hacia el cuerpo de agua más próximo, respectivamente. La toma de muestra de los lodos se llevó a cabo en el mismo intervalo horario que en el caso de las aguas residuales y tratadas, para los sistemas anaerobios se introdujo un bastón telescópico con un recipiente en el extremo que permitió sacar del fondo de los tanques la muestra. Para el caso de la planta del sistema aerobio de lodos activados, al tener un sistema de extracción de lodos y lecho de secado, se realizó el muestreo en dicho espacio, extrayendo varias submuestras de manera aleatoria, las cuales se mezclaron y por el método de cuarteo se seleccionó la muestra para analizar. En los afluentes y efluentes fueron analizados los siguientes parámetros: pH y temperatura (medidas in situ), conductividad eléctrica (CE), oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO_5), sólidos sedimentables (SS), sólidos totales (ST), nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y fósforo total. Estas determinaciones se realizaron de acuerdo con las técnicas recogidas por Baird y Bridgewater (2017). En los lodos, los parámetros pH, CE, materia orgánica (MO), carbono orgánico total (Corg), macro y micronutrientes (NTK, P, K intercambiable, Fe, Cu, Mn y Zn) y elementos potencialmente tóxicos (Ni, Cr, Cd, Pb, Hg, As y Se) fueron analizados siguiendo las técnicas descritas por Idrovo-Novillo y col. (2018) para materiales orgánicos. Todos los análisis se realizaron por triplicado.

El análisis estadístico de los resultados obtenidos se llevó a cabo con el programa estadístico SPSS 27.0. Para las aguas y los lodos se distinguió la variable tipo de PTAR, determinándose los efectos significativos de esta variable mediante análisis de varianza de una vía (ANOVA), al nivel de significación del 5%. Se utilizó la prueba de Tukey-b para realizar la separación de los valores medios.

3. Resultados y Discusión

En relación con las características de los afluentes, no se encontraron diferencias significativas debidas al tipo de PTAR en la mayor parte de los parámetros estudiados, excepto el caso de la concentración media de NTK que fue significativamente mayor en las aguas residuales que llegaron a la PTAR de Cuendina (Tabla 1). Este mayor contenido de nitrógeno pudo ser debido a que es una zona más rural y posiblemente diferentes residuos ganaderos van al sistema de alcantarillado municipal. La baja influencia en las aguas residuales de la variable estudiada sugirió que lo largo del periodo de estudio en cada PTAR se encontraron grandes diferencias dependiendo del mes del muestreo realizado, como puede observarse de los altos valores de la desviación estándar de la mayor parte de los parámetros estudiados. Por otro lado, es de destacar que en los afluentes no se detectaron aportes o vertidos industriales, ya que los parámetros que indicaron la calidad de las aguas (DQO, DBO_5, ST, NTK y P) tuvieron valores medios por debajo de los valores máximos encontrados por Sánchez-Ramirez y col. (2017) en un estudio de caracterización de las aguas residuales urbanas de diferentes PTAR españolas.

En el caso de los efluentes, solo se encontraron diferencias significativas debidas al tipo de PTAR en los valores medios de los parámetros pH, DQO, BBO_5 y NTK, los cuales fueron significativamente más bajos en las aguas tratadas de la PTAR de Couchaco. Este resultado indicó que el sistema aerobio de lodos activados de esta PTAR fue más eficiente para la descontaminación de las aguas residuales urbanas estudiadas, consiguiéndose una eficiencia

media en la eliminación de DQO, DBO_5 y NTK del 83, 91 y 75%, respectivamente, frente al menor intervalo de reducción media de contaminación observado en las otras PTAR (45-80% para la DQO, 39-83% para la DBO_5 y el 33-64% para el NTK). La inestabilidad de los sistemas anaerobios provocada por la variación del pH, la temperatura, la composición del sustrato y la carga orgánica puede ser la responsable de la menor eficiencia de estos sistemas para la depuración de las aguas residuales frente a los sistemas aerobios (Ma y col., 2020). Sin embargo, es de destacar que todos los efluentes de las PTAR estudiadas presentaron valores medios de los parámetros de calidad por debajo de los límites máximos establecidos para ser vertidos en los cuerpos de agua (DQO < 200 mg O_2/L; DBO_5 < 100 mg O_2/L; P < 10 mg/L; NTK < 50 mg/L y ST < 1600 mg/L, (MAE, 2015), con excepción de la DBO_5 en la PTAR de Ejército Nacional. También, se observaron en la mayor parte de los parámetros estudiados valores de la desviación estándar menores en el caso de los efluentes en comparación con los afluentes, indicando que en las aguas depuradas de cada PTAR hubo menores diferencias dependiendo del mes del muestreo realizado y manteniéndose así, en cierta medida, su capacidad de depuración en el tiempo.

Tabla 1. Características principales de los afluentes y efluentes de las PTAR estudiadas (valores medios con la desviación del estándar entre paréntesis).

PTAR	T (ºC)	pH	CE (dS/m)	O_2 dis (mg/L)	DQO (mg O_2/L)	DBO_5 (mg O_2/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	NTK (mg/L)	P (mg/L)
					Afluentes					
Cochauco	17,3 (1,5)	7,5 (0,4)	0,4 (0,2)	4,1 (0,2)	235 (6)	151 (32)	1,7 (1,2)	411 (102)	28,2 a (17,7)	8,1 (7,7)
Cuendina	19,6 (1,6)	7,9 (0,4)	0,7(0,2)	4,1 (0,4)	489 (248)	328 (161)	2,4 (3,1)	630 (192)	79,5 b (31,3)	7,7 (5,7)
Sta. Clara	20,5 (2,3)	7,5 (0,3)	0,6 (0,2)	4,5 (1,9)	266 (222)	162 (124)	1,7 (3,1)	491 (181)	29,8 a (13,2)	3,0 (1,8)
Ejército Nacional	20,4 (1,4)	7,6 (0,3)	0,6 (0,1)	3,4 (1,5)	318 (144)	208 (116)	2,2 (0,6)	491 (9)	36,5 a (12,1)	4,0 (1,7)
F-ANOVA	$2,419^{NS}$	$1,073^{NS}$	$1,199^{NS}$	$0,462^{NS}$	$1,568^{NS}$	$2,034^{NS}$	$0,344^{NS}$	$1,427^{NS}$	$6,122^{**}$	$0,796^{NS}$
					Efluentes					
Cochauco	17,2 (1,8)	6,2 a (0,7)	0,4 (0,1)	5,4 (1,3)	41 a (14)	14 a (6)	< 0,6	268 (83)	7,0 a (2,0)	2,9 (0,8)
Cuendina	18,9 (1,0)	7,5 b (0,2)	0,8 (0,4)	2,4 (1,1)	99 ab (30)	55 a (21)	< 0,6	466 (89)	28,2 b (4,2)	4,6 (2,5)
Sta. Clara	19,6 (1,7)	7,2 b (0,1)	0,4 (0,2)	2,8 (1,5)	95 ab (73)	51 a (40)	< 0,6	310 (89)	20,1 ab (11,7)	1,9 (1,0)
Ejército Nacional	18,8 (1,2)	7,7 b (0,1)	0,4 (0,1)	3,8 (2,2)	175 b (27)	127 b (50)	< 0,6	366 (48)	16,4 ab (10,5)	4,0 (5,3)
F-ANOVA	$1,659^{NS}$	$12,803^{**}$	$3,190^{NS}$	$2,285^{NS}$	$6,736^{**}$	$7,719^{**}$	--	$1,755^{NS}$	$4,586^{*}$	$0,653^{NS}$

T: temperatura, CE: conductividad eléctrica; DQO: demanda química de oxígeno; DBO_5: demanda biológica de oxígeno; SS: sólidos sedimentables; ST. Sólidos totales; NTK: nitrógeno total Kjeldahl. **; * y ^{NS}: significativo a P < 0,01; 0,05 y no significativo, respectivamente. Los valores en columnas seguidos de la misma letra no son estadísticamente diferentes según el test post-hoc de Tukey-b para P < 0,05.

Por otro lado, el tipo de PTAR influyó solamente en los valores medios de pH y en los contenidos medios de Corg, NTK, P, K intercambiable y Ni de los lodos, observándose valores medios significativamente más altos de materia orgánica y de macronutrientes en los lodos procedentes de la PTAR de Couchaco, con sistema de tratamiento aerobio de lodos activados (Tabla 2). Esta PTAR fue la más eficiente en la descontaminación de la carga orgánica y de los nutrientes de las aguas residuales, los cuales se incluyeron en los lodos producidos aumentándose así su valor agrícola. En un estudio bibliométrico sobre las tecnologías en las PTAR y su influencia en la estabilización biológica de los lodos de depuradora, Cárdenas-Talero y col. (2022) también observaron que los lodos procedentes de PTAR con sistemas aerobios contenían mayor carga orgánica que aquellos obtenidos en tratamientos anaerobios. Finalmente, todos los lodos estudiados tuvieron contenidos medios de metales pesados por debajo de los límites máximos permitidos por la legislación estadounidense para la aplicación al suelo de estos residuos (Zn < 7500 mg/kg; Cu < 4300 mg/kg; Ni < 420 mg/kg; Cd < 85 mg/kg; Pb < 840 mg/kg y As < 75 mg/kg, (EPA, 2018), haciendo que su uso agrícola sea seguro.

4. Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos, se puede concluir que las aguas residuales de origen urbano estudiadas pueden ser tratadas tanto con sistemas aerobio como anaerobios, ya que la mayor parte de los efluentes analizados cumplieron con la normativa nacional para su vertido a cuerpos de agua. Sin embargo, es importante destacar que en este estudio el sistema de depuración aerobio con lodos activados fue mucho más eficiente en la descontaminación de las aguas residuales urbanas que los sistemas anaerobios evaluados. También, todos los lodos

analizados tuvieron contenidos de metales pesados por debajo de los límites máximos establecidos por la Agencia de Protección del Medioambiente (EPA) estadounidense y concentraciones notables de materia orgánica, macro y micronutrientes, especialmente en el caso de los lodos procedentes de la PTAR con sistema aerobio con lodos activados, indicando este resultado el mayor valor agrícola de estos lodos.

Tabla 2. Características principales de los lodos producidos en las PTAR estudiadas (valores medios con la desviación del estándar entre paréntesis).

Parámetro	Cochauco	Cuendina	Sta. Clara	F-ANOVA
pH	5,8 a (0,2)	6,9 b (0,4)	7,2 b (0,4)	18,856**
CE (dS/m)	3,0 (1,7)	2,1 (0,4)	1,6 (0,3)	1,939NS
MO (%)	42,1 (17,8)	27,7 (4,7)	21,3 (4,2)	3,849NS
Corg (g/kg)	265 c (42)	195 b (25)	125 a (9)	23,606***
NTK (g/kg)	28,5 b (8,3)	10,1 a (3,5)	10,2 a (2,3)	15,563**
P (g/kg)	7,0 b (3,0)	2,6 a (0,4)	2,0 a (0,5)	9,805**
K intercambiable (g/kg)	0,78 b (0,10)	0,28 a (0,01)	0,15 a (0,03)	62,036***
Fe (g/kg)	949 (413)	816 (247)	681 (189)	0,805NS
Cu (mg/kg)	11,4 (9,9)	10,9 (6,6)	9,4 (6,0)	0,72NS
Mn (mg/kg)	134 (106)	113 (43)	64 (22)	1,127NS
Zn (mg/kg)	98 (45)	117 (71)	108 (64)	0,089NS
Ni (mg/kg)	11 a (3)	148 b (45)	12 a (4)	36,196***
Cr (mg/kg)	23 (10)	20 (6)	21 (6)	0,114NS
Cd (mg/kg)	0,84 (0,24)	0,56 (0,05)	0,63 (0,07)	3,855NS
Pb (mg/kg)	24 (21)	17 (2)	31 (3)	1,305NS
Hg (mg/kg)	0,24 (0,02)	0,21 (0,04)	0,19 (0,05)	2,027NS
As (mg/kg)	2,2 (1,3)	2,3 (0,5)	2,6 (0,7)	0,206NS
Se (mg/kg)	1,7 (1,5)	1,3 (0,9)	1,0 (0,6)	0463NS

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; NTK: nitrógeno total Kjeldahl. ***; ** y NS: significativo a P < 0,001; 0,01 y no significativo, respectivamente. Los valores en filas seguidos de la misma letra no son estadísticamente diferentes según el test post-hoc de Tukey-b para P < 0,05.

5. Bibliografía

Amador-Díaz A., Veliz-Lorenzo E., Bataller-Venta M., 2015. Tratamiento de lodos, generalidades y aplicaciones, Rev. CENIC Ciencias Químicas. 46, pp.1-10.

Baird R., Bridgewater L., 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater,* 23rd edition. Ed. American Public Health Association, Washington, D.C.

Cárdenas-Talero J., Silva-Leal J., Pérez-Vidal A., Torres-Lozada P., 2022. The Influence of Municipal Wastewater Treatment Technologies on the Biological Stabilization of Sewage Sludge: A Systematic Review. *Sustainability*. 14, 5910.

EPA, 2018. Code of Federal Regulations. 40 CFR Part 503, Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge. https://www.govinfo.gov/content/pkg/CFR-2018-title40-vol32/xml/CFR-2018-title40-vol32-part503.xml#seqnum503.13 (fecha de consulta: 16/06/2022).

Idrovo-Novillo J., Gavilanes-Terán I., Angeles Bustamante M., Paredes C., 2018. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process Saf. Environ. Protect.* 116, 388-395.

INEC, 2021. Boletín Técnico No 04-2020-GAD Municipales Estadística de Información Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales. Gestión de Agua Potable y Saneamiento. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Municipios_2020/Agua_potable_alcantarillado_2020/Boletin_tecnico_APA_2020_VF.pdf (fecha de consulta: 14/6/2022).

Iñiguez-Armijos C., Tapia-Armijos M., Wilhelm F., Breuer L., 2022 Urbanisation process generates more independently-acting stressors and ecosystem functioning impairment in tropical Andean streams. *Journal of Environmental Management*. 304, 1-11.

Ma K., Li X., Li X., Cui Y., 2020. The performance and bacterial community shifts in an anaerobic aerobic process treating purified terephthalic acid wastewater under influent composition variations and ambient temperatures. *Journal of Cleaner Production*. 276, 1-9.

MAE, 2015. Acuerdo Ministerial 097-A, Norma de Calidad Ambiental y de descarga de Efluentes del Recurso Agua. Anexo 1, Libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente. MAE, Ecuador. pp 1-28.
http://www.quitoambiente.gob.ec/images/Secretaria_Ambiente/Documentos/calidad_ambiental/normativas/acuerdo_ministerial_97a.pdf (fecha de consulta: 16/06/2022).
Peña M., Álvarez L., 2018. Ejecutar proyectos de agua y saneamiento en el sector rural: Retos y Desafíos en América Latina y el Caribe, BID (Eds.), Nota Técnica No. IDB-TN-1439, 45 p.
Sánchez-Ramírez J.E., Ribes J., Ferrer J., García-Usach, M.F., 2017. Obtención de los principales parámetros del agua residual urbana empleados en los modelos matemáticos de fangos activados a partir de una caracterización analítica simple. *Ingeniería y Región*. 17, 33-48.

SESIÓN III:
Aplicaciones del compos

EVALUACIÓN AGRONÓMICA DE COMPOST DE LODOS MEJORADOS COMO FERTILIZANTE FOSFORADO

Mª Remedios Albiach[1], Pedro Rojo[2], Gloria Fayos[2], Tatiana Montoya[1], Isabel Castro[1]

[1]Global Omnium Medioambiente, S.L., Gran Vía Marqués del Turia, 17 bajo drcha., 46005 Valencia, [2]Empresa General Valenciana del Agua, S.A., Gran Vía Marqués del Turia, 17, 1er piso, pta. 4, 46005 Valencia, mremalvi@globalomnium.com

Resumen: Los lodos de depuración, que contienen grandes cantidades de fósforo, pueden cubrir parte de la demanda de abonos fosfatados sustituyendo a los fertilizantes minerales, que son la principal fuente de cadmio en los suelos agrícolas y son recursos limitados. En un estudio previo se realizó el compostaje de lodos y residuos agroalimentarios a los que se añadió, en la fase de maduración, azufre elemental en diferentes proporciones para facilitar la asimilación del fósforo durante su uso como fertilizante, obteniéndose compost mejorados con buenas características, pero, aquellos, a los que se les añadieron restos de fruta y/o azufre, presentaron salinidad alta, lo que en un principio los relegaba a un uso más limitado. Así, el objetivo del presente estudio fue evaluar desde el punto de vista agronómico el potencial de estos compost como fertilizantes fosforados frente a un control sin fertilización fosforada y fertilizantes minerales fosforados en un ensayo de césped en macetas, en el que todos los tratamientos tuvieron dosis similares de nitrógeno, fósforo y potasio. Los resultados mostraron que uno de los compost a los que se les añadió azufre elemental dio lugar a un 28% más de crecimiento de biomasa que el control y casi un 15% más que el fertilizante mineral superfosfato, y, a un mejor aprovechamiento del fósforo aplicado, ya que obtuvo un porcentaje de extracción de fósforo mayor (52,8% de extracción respecto a la fertilización realizada) que el resto de tratamientos, incluidos los fertilizantes minerales fosforados.

Palabras clave: compost mejorado, fósforo, azufre elemental, césped.

1. Introducción

Tanto los lodos como los residuos agroalimentarios se generan cada vez en mayor cantidad, por lo que, dentro de un contexto de desarrollo sostenible, surge la necesidad de su reciclaje, siendo el compostaje uno de los sistemas que permiten su uso posterior como enmienda orgánica y/o medio de cultivo (Bustamante y col., 2020).

Dado el contenido en fósforo de los lodos se planteó un estudio previo en el que se realizó el compostaje de lodos y residuos agroalimentarios a los que se añadió, en la fase de maduración, azufre elemental en diferentes proporciones para facilitar la asimilación del fósforo durante su uso como fertilizante, obteniéndose seis compost mejorados con buenas características, pero con salinidad alta, lo que en un principio los relegaba a un uso más limitado (Albiach y col., 2020).

Así, el objetivo del presente estudio fue evaluar desde el punto de vista agronómico el potencial de estos compost como fertilizantes fosforados.

2. Material y Métodos

Para la evaluación de los compost se estableció un ensayo de crecimiento de césped (*Festuca arundinacea* var. Braveheart) en macetas, donde se compararon los seis compost obtenidos en el estudio previo frente a un testigo sin fertilización fosforada (T) y dos fertilizantes minerales fosforados (superfosfato (SP) y roca fosfórica (RF)) con cuatro réplicas por tratamiento. Todos los tratamientos tuvieron dosis similares de nitrógeno, fósforo y potasio, a excepción de T que no tuvo aplicación de fósforo. Los seis compost provenían de dos líneas de compostaje de tres pilas cada una con lodos de depuración, raspajo de uva y serrín de chopo (C1, C2 y C3), en la que a una de las líneas además se le añadieron restos de fruta (C4, C5 y C6). En cada una de estas líneas se añadieron 0%, 0,5% y 1% en peso de azufre elemental en la fase de maduración de los compostajes. Las características principales de los compost se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Principales características de los compost utilizados

Parámetro	C1 (0%S)	C2 (0,5%)	C3 (1%S)	C4 (0,5%S)[1]	C5 (1%S)[1]	C6 (0%S)[1]
pH (1:5)	7,3	6,1	5,7	5,4	5,3	6,6
CE (1:5) (dS m^{-1})	3,58	8,10	8,94	10,3	12,1	5,32
MOT (%)	45,9	65,0	65,1	76,6	73,3	70,9
NT (%)	2,36	3,61	3,09	3,94	3,55	4,03
C/N	8,71	8,06	6,20	8,71	9,94	7,87
P_2O_5 (mg kg^{-1})	11400	11200	12400	18000	14700	19300
K_2O (mg kg^{-1})	15200	17400	18400	24100	30200	22700

[1]Línea de compostaje con fruta

El suelo utilizado en el ensayo fue un suelo calizo con textura franco arenosa, pobre en materia orgánica (MO) y nutrientes (pH 8,7, MO 0,66%, NT 0,065%, P Olsen 26 mg/kg). El ensayo se desarrolló al aire libre bajo techado durante siete meses, realizándose tres cortes del césped a lo largo del mismo (a los 105, 182 y 204 días tras la primera siembra), analizando cada uno de ellos y al finalizar el ensayo, se analizó el suelo de las macetas. Dos semanas después de la primera siembra se vio la necesidad de hacer un resembrado debido al poco crecimiento en todas las macetas. Para conocer el efecto de la aplicación de los compost se estudiaron, entre otros, la producción de biomasa, el contenido de fósforo de la biomasa y los nutrientes del suelo. Todas las muestras fueron analizadas según los Métodos Oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1986).

Para determinar diferencias estadísticas entre tratamientos se realizó el análisis de varianza (ANOVA) usando el test post hoc de Fisher (LSD) ($p<0,05$) con el paquete estadístico R (R Core Team, 2018).

3. Resultados y Discusión

3.1 Producción de biomasa

Al comparar el crecimiento tras cada uno de los cortes realizados (Figura 1 A), tan sólo se observaron diferencias estadísticamente significativas en el corte inicial, donde el tratamiento C2 (0,5% S) tuvo un mayor crecimiento que el resto de compost e incluso mayor que la fertilización mineral con SP y RF. En el segundo corte, así como en el acumulado, si bien el peso de césped no mostró diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, se obtuvo un valor ligeramente superior por parte del tratamiento C2 (0,5% S) frente al resto, lo que se puede observar más claramente en los datos de producción relativa (Figura 1 B), ya que el tratamiento C2 (0,5% S) obtuvo una producción final del 128% con respecto al T, siendo el siguiente en producción el tratamiento con SP que obtuvo un 113%, quedando el resto de tratamientos por debajo de estos.

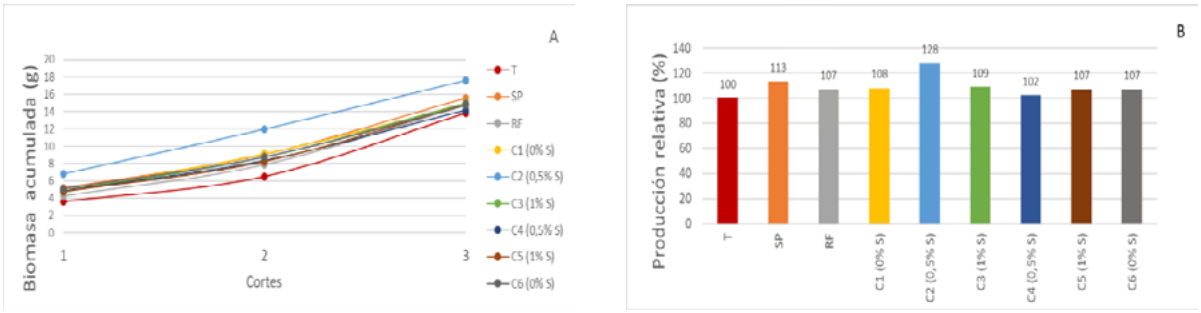


Figura 1 Producción de biomasa (A) y producción relativa de biomasa con respecto al testigo (B)

3.2 Contenido de fósforo de la biomasa

El contenido de fósforo en el césped tras la aplicación de los diferentes tratamientos del ensayo (Figura 2 A) presentó diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos en el segundo corte y en el contenido de fósforo promedio a lo largo del ensayo, dando lugar al menor contenido del mismo en la biomasa vegetal para el tratamiento con RF. En el segundo corte los tratamientos con SP, C2, C3, C4 y C6 provocaron un aumento en el contenido de fósforo superior al resto de los tratamientos y el mayor contenido de fósforo medio lo produjo el tratamiento con el C6 (0% S). En todo caso, el contenido de fósforo del césped en todos los tratamientos se encuentra, excepto en el caso de la RF, dentro del rango de concentración de este elemento sobre materia seca de tejido vegetal considerado normal (0,2%-0,6%) (MBPM, 2017).

En cuanto al contenido medio de fósforo por maceta (Figura 2 B), el tratamiento que produjo el mayor aumento significativo del mismo fue el C2 (0,5% S), encontrándose con valores similares a los producidos por el tratamiento mineral SP, mientras que la RF volvió a ser el tratamiento que menor contenido de fósforo por maceta produjo. Respecto a las tasas de extracción de P por parte de la biomasa con respecto a la fertilización aportada (datos no mostrados), se observó que el césped tratado con RF presentó el porcentaje más bajo de extracción (35,5%), mientras que el mayor porcentaje de extracción lo obtuvo la biomasa crecida con el C2 (0,5% S) (52,8%), incluso algo por encima del producido con la adición del fertilizante SP (48,6%).

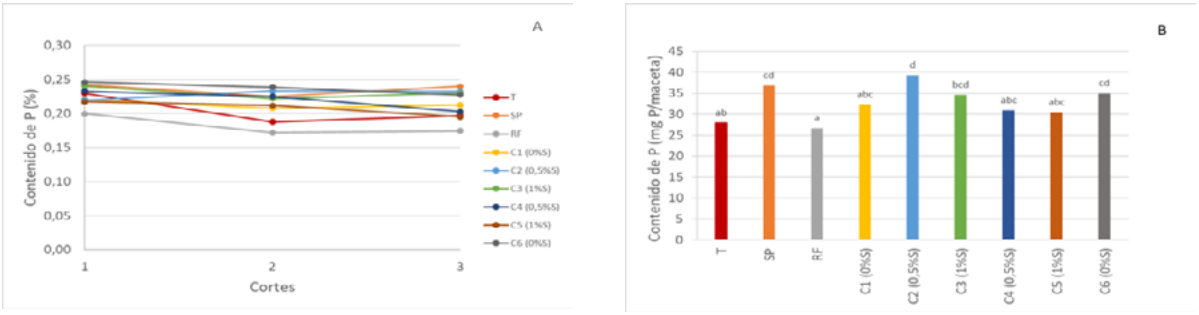


Figura 2. Contenido de fósforo (P) en la biomasa (A) y contenido medio de P en la biomasa por maceta (B)

3.3 Nutrientes del suelo

Tras la aplicación de los tratamientos se observaron diferencias estadísticamente significativas en el contenido de prácticamente todos los parámetros analizados en el suelo, algunos de los cuales se presentan en la Tabla 2, salvo en el caso de los metales, cuyo contenido no presentó diferencias entre tratamientos, manteniéndose el contenido de metales en los suelos muy por debajo de lo establecido para suelos de pH mayor de 7 en el RD 1310/1990 (BOE, 1990).

Así, podemos ver que el tratamiento que da lugar a un aumento estadísticamente significativo del contenido de la MO del suelo es el C2 (0,5% S), seguido del C6 (0% S), dando el menor contenido de MO el tratamiento con RF. El contenido de nitrógeno en los suelos de ensayo se vio afectado por el tratamiento aplicado, por ello, la aplicación de los tratamientos C2 (0,5% S) y C6 (0% S) dio lugar a diferencias estadísticamente significativas con respecto al resto de tratamientos, excepto con el T y el C3 (1% S). En el caso del fósforo asimilable presente en el suelo, la aplicación del C2 (0,5% S) dio lugar a un claro aumento con respecto al T y la RF, presentado un contenido ligeramente superior, aunque no estadísticamente significativo, al presentado en las macetas en las que se aplicó el fertilizante mineral SP y al de las que se aplicó el otro compost con un porcentaje de azufre elemental igual al del C2 (C4 0,5% S). En el caso de la conductividad eléctrica, que en los compost fue bastante elevada, sobre todo en los que se les añadió azufre elemental y en los que tenían restos de fruta, al ser aplicados al campo no

provocaron un aumento de la salinidad del suelo, ya que el tratamiento cuya CE fue más elevada fue el T, pero todos dentro de valores considerados como no limitantes para el desarrollo del cultivo (Villar y Villar, 2016).

Tabla 2. Contenidos medios de algunos de los parámetros analizados en los suelos de las macetas tras el ensayo con césped

	T	SP	RF	C1 (0%S)	C2 (0,5%)	C3 (1%S)	C4 (0,5%S)[1]	C5 (1%S)[1]	C6 (0%S)[1]
pH	8,68 a	8,70 ab	8,78 cd	8,78 cd	8,75 bc	8,75 bc	8,80 cd	8,83 d	8,80 cd
CE	0,116 d	0,105 cd	0,103 c	0,103 c	0,114 cd	0,075 a	0,089 b	0,085 ab	0,088 b
MO	0,695 bc	0,648 abc	0,535 a	0,603 ab	0,778 c	0,708 bc	0,570 ab	0,510 a	0,765 c
NT	0,071 bc	0,060 ab	0,050 a	0,056 a	0,075 c	0,071 bc	0,056 a	0,048 a	0,075 c
P	5,00 a	7,25 bc	4,25 a	5,25 ab	7,50 c	5,50 abc	7,25 bc	4,50 a	6,25 abc
Zn	21,3	23,0	19,6	19,3	21,5	21,4	21,8	20,8	19,2
Cu	4,48	4,09	3,38	3,97	4,04	6,10	5,17	4,98	4,24
Cr	16,2	16,8	15,4	17,0	15,5	15,4	16,7	14,6	13,4
Ni	6,91	6,80	6,69	7,03	7,04	7,01	7,04	6,68	6,64
Pb	8,24	7,70	7,69	8,21	8,04	9,40	8,52	10,4	8,52
Cd	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Hg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

[1]Línea de compostaje con fruta. CE: conductividad eléctrica (1/5) (dS m^{-1}); MO: materia orgánica oxidable (%); NT: nitrógeno total (%); P: fósforo Olsen (mg kg^{-1}); Zn: zinc (mg kg^{-1}); Cu: cobre (mg kg^{-1}); Ni: níquel (mg kg^{-1}); Pb: plomo (mg kg^{-1}); Cd: cadmio (mg kg^{-1}); Hg: mercurio (mg kg^{-1}). En cada fila valores medios seguidos de la misma letra no presentan diferencias significativas (ANOVA: test LSD p<0,05).

4. Conclusiones

Como conclusión al trabajo realizado se puede decir que el compostaje mejorado de lodos y residuos agroalimentarios dio lugar a unos compost cuya alta salinidad podrían dejarlos relegados a un uso muy restringido, pero con su aplicación al suelo en un cultivo de césped se ha visto que no incrementaron la salinidad del suelo y dejaron crecer el cultivo correctamente, e incluso uno de ellos, al que se le añadió azufre en cantidad moderada (0,5% S) y no tenía restos de fruta, hizo que se produjera mayor cantidad de biomasa al ser aprovechado mucho mejor el fósforo contenido en el compost mejorado, superando el rendimiento de los fertilizantes minerales fosforados.

5. Bibliografía

Albiach R., Rojo P., Fayos G., Montoya T., Castro I., 2020. Valorización mediante compostaje de lodos de depuradora y residuos agroalimentarios para su uso como fertilizante fosforado. En: Gómez Sánchez M.A., González Hernández A.I., Morales Corts M.R., Pérez Sánchez R. (eds.) Compostaje Webinars 2020. Red Española de Compostaje. pp. 52-56.

BOE, 1990. Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario.

Bustamante M.A., Martínez Sabater E., Pérez-Murcia M.D., Andreu-Rodríguez F.J., Agulló E., Pascual J.A., Ros M., Fernández J.A., Egea-Gilabert C., Moral R., 2020. Desarrollo de compost de valor añadido a partir de flujos residuales agroalimentarios. En: Gómez Sánchez M.A., González Hernández A.I., Morales Corts M.R., Pérez Sánchez R. (eds.) Compostaje Webinars 2020. Red Española de Compostaje. pp. 63-68.

MAPA, 1986. Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 662 pp.

MBPM, 2017. Manual de buenas prácticas de los campos de golf de Maryland. En: https://www.tiloom.com/analisis-foliares-deficiencia-nutricional/ (fecha consulta: 12/05/2022).

R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Villar P., Villar J.M., 2016. Guia de la fertilitat dels sòls i la nutrició vegetal en producció integrada. Generalitat de Catalunya. Departament de'Agricultura, Pesca y Ramaderia. Lleida. 128 pp.

6. Agradecimientos

A la Agència Valenciana de la Innovació (Generalitat Valenciana) por la financiación del proyecto “Evaluación y optimización del compost de lodos de EDAR y residuos agroalimentarios como fertilizante fosforado” (INNCAD00/19/006). A la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales (EPSAR) adscrita a la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática Transición Ecológica (Generalitat Valenciana) propietaria de la EDAR de Requena (Valencia) y al Ayuntamiento de Requena que adecuó el terreno de la parcela donde se realizaron los ensayos.

APLICACIÓN DE EXTRACTOS ACUOSOS DE COMPOST COMO ESTRATEGIA SOSTENIBLE PARA EL CONTROL DE HONGOS FITOPATÓGENOS FOLIARES EN AGRICULTURA INTENSIVA

Raúl Jiménez, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Ana J. Toribio, M.ª Rosa Martínez-Gallardo, M.ª José Estrella-González, Rosario Lerma-Moliz, M.ª Mar Sánchez-Cánovas, María J. López.

Área de Microbiología. Dpto. Biología y Geología. Universidad de Almería, ceia3, CIAIMBITAL. La Cañada de San Urbano s/n, 04120, Almería, rjr247@inlumine.ual.es

Resumen: Numerosos estudios destacan la importancia ecológica y económica del uso de extractos acuosos de compost para el control de hongos fitopatógenos. De hecho, este tipo de productos se puede considerar hoy día como una interesante alternativa al uso intensivo de fungicidas químicos. El objetivo de este trabajo se centró en la caracterización físico-química-biológica de una colección de extractos acuosos de compost de distinta procedencia, obtenidos mediante cuatro protocolos diferentes (CEP1, CEP2, CEP3 y CEP4), así como en determinar la capacidad de los mismos para inhibir el crecimiento de un hongo fitopatógeno foliar (*Alternaria alternata* BIO-175). Para ello, las muestras de compost se mezclaron con agua destilada, y se incubaron bajo distintas condiciones de agitación, tiempo y temperatura. A partir de los extractos obtenidos se determinó el pH, conductividad eléctrica, el contenido en compuestos fenólicos, y el perfil enzimático relacionado con el antagonismo frente a determinados agentes fitopatógenos. Finalmente, se comprobó la capacidad de los extractos para inhibir el crecimiento *in vitro* de *Alternaria alternata*. La procedencia y el protocolo de extracción influyeron significativamente sobre el pH y el contenido fenólico de los extractos, así como sobre la capacidad para inhibir el crecimiento del hongo fitopatógeno. Los extractos CEP1 y CEP4 mostraron los perfiles enzimáticos más diversos, mientras que dicha diversidad fue menor en los extractos CEP3. Por otro lado, los derivados CEP2 y CEP4 inhibieron de forma notable el crecimiento de *A. alternata*. en comparación con lo observado en el resto de extractos.

Palabras clave: extractos de compost, biopesticida, actividad enzimática, fitopatógenos.

1. Introducción

En las últimas décadas la generación de residuos de origen tanto agrícola como urbano se ha convertido en un gran problema para el medio ambiente (Waqas y col. 2018). Así, el compostaje es una alternativa respetuosa y económicamente viable, que ayuda a transformar estos residuos en una enmienda húmica con importantes propiedades fitoprotectoras y fitoestimulantes (Bernal-Vicente y col. 2008; Suárez-Estrella y col. 2019). En este mismo contexto, existen numerosos estudios que destacan la importancia ecológica del uso de extractos acuosos de compost para el control de hongos fitopatógenos (Pane y col. 2012, Milinkovic y col. 2019). De hecho, estos extractos podrían aplicarse vía fertirriego o vía foliar para combatir las principales enfermedades de plantas. De este modo, este tipo de productos se puede considerar hoy día como una interesante alternativa al uso intensivo de fungicidas químicos. Por ello, el objetivo de este trabajo se centró en la caracterización físico-química-biológica de una colección de extractos acuosos de compost de distinta procedencia, obtenidos mediante cuatro protocolos diferentes, así como en determinar la capacidad de los mismos para inhibir el crecimiento de *Alternaria alternata* BIO-175, un hongo fitopatógeno foliar.

2. Material y Métodos

2.1 Obtención de un catálogo de extractos de compost bajo distintas condiciones de tratamiento

Se obtuvo un catálogo de extractos acuosos de compost procedentes de diferentes materias primas: residuos agroalimentarios (RAA), alperujo (ALP), lodos (L) y residuos vegetales (RV).

Para ello, las muestras se mezclaron con agua destilada y sometieron a 4 protocolos de extracción diferentes. **CEP-1**: incubación durante 48 h a temperatura ambiente, **CEP-2**: incubación durante 24 h a 40 ºC, **CEP-3**: incubación durante 12 h a 70 ºC y **CEP-4**: incubación durante 14 días a temperatura ambiente. En todos los casos se mantuvo la agitación de las muestras a 120 rpm, excepto para el protocolo CEP4, cuya extracción se llevó a cabo en estático.

2.2 Caracterización físico-química

El pH y conductividad eléctrica de los extractos acuosos de compost se determinó mediante el empleo de un pHmetro basic 20 (Crison) y un conductímetro HI 2315 (Hanna Instruments), respectivamente. Por otro lado, el contenido en compuestos fenólicos se determinó de acuerdo con el protocolo de Marambe y Ando (1991). Se tomaron 500 µl de extracto y se determinó la absorbancia a 725 nm en un lector de placas (Biotek-Eon).

2.3 Caracterización biológica. Detección de actividades enzimáticas

Se determinó cualitativamente el perfil enzimático de los extractos en relación con la capacidad para inhibir el crecimiento de hongos fitopatógenos. Para ello, se evaluaron las actividades proteasa, amilasa, lipooxigenasa, celulasa, ligninasa-peroxidasa y quitinasa. Para ello, los extractos se sembraron en medios de cultivo específicos destinados a la detección de cada una de las anteriores actividades (Khabirova y col. 2021). Las placas se incubaron a 30 ºC entre 3-5 días. El resultado se expresó como Actividad Global, y se correspondió con el sumatorio de las 6 actividades testadas.

2.4 Evaluación in vitro de la capacidad supresora de los extractos frente a Alternaria sp

Se evaluó la actividad antagonista de los extractos de compost frente al hongo fitopatógeno foliar *Alternaria alternata* BIO-175, mediante el ensayo de difusión en pocillos, de acuerdo con Toribio y col. (2021). Se empleó un cultivo de 7 días del hongo fitopatógenos crecido en Potato Glucose Agar (PGA) a 30 ºC. Como control negativo se empleó una placa de PGA sin extracto e inoculada con el hongo. El índice de inhibición del crecimiento se evaluó mediante la determinación del diámetro de crecimiento de *A. alternata* en presencia (D_e) y ausencia de los extractos (D_c) tras 7 días de incubación a 30 ºC, de acuerdo con la siguiente fórmula: $I = 100 – (D_e/D_c*100)$.

2.5 Análisis estadístico

Los resultados obtenidos se sometieron a un análisis multifactorial de la varianza (ANOVA), tomando como factores “Muestras” y “Protocolos de extracción”. Para las variables en las que se detectaron diferencias significativas ($p<0,05$), los valores promedios se compararon aplicando la prueba de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher.

3. Resultados y Discusión

3.1 Caracterización físico-química

3.1.1 pH y Conductividad eléctrica

El pH y conductividad de los extractos de compost pueden afectar a la aplicabilidad de éstos desde un punto de vista agronómico. Así, valores de pH relativamente ácidos y/o de conductividad altos podrían ejercer un efecto fitotóxico y/o ecotóxico y, por lo tanto, limitar su aplicación en campo (Pane y col. 2012). En este estudio, el pH de los extractos se mantuvo cercano a la neutralidad (7,61-8,66), dependiendo de las materias primas, así como de los protocolos de extracción aplicados. En relación con la conductividad eléctrica, no se observaron diferencias significativas entre los diferentes protocolos de extracción evaluados.

3.1.2 Contenido en compuestos fenólicos

El contenido fenólico de los extractos de compost varió en un amplio rango de concentraciones (0-18 g/L). Así, se detectaron diferencias estadísticamente significativas en función de los materiales de partida y de los protocolos de extracción, lo cual era de esperar dada la gran heterogeneidad de las muestras en cuanto a su composición y características. Sin embargo, CEP3 generó un contenido en fenólicos significativamente superior al resto de extractos evaluados, independientemente de la materia prima (Figura 1). Este resultado sugiere que la extracción a altas temperaturas (70 ºC) podría originar una mayor liberación de este tipo de compuestos (Kusumocahyo y col. 2019). Además, la presencia de estos compuestos podría contribuir a la supresión de enfermedades vegetales, según indican Pane y col. (2013).

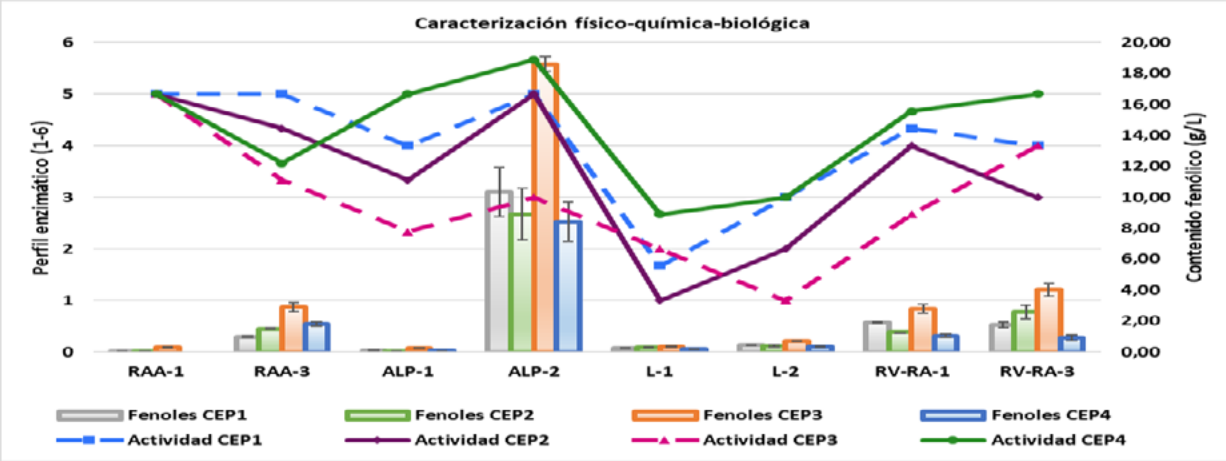


Figura 1. Valores promedio de actividad global y compuestos fenólicos del catálogo de extractos.

3.2 Caracterización biológica. Detección de actividades enzimáticas

Los extractos de compost mostraron perfiles enzimáticos muy variables dependiendo de la materia prima, así como del protocolo de extracción aplicado (Figura 1). Así, en los extractos CEP1 y CEP4 se detectaron la mayoría de las actividades evaluadas, por lo que podrían ser los más adecuados para el control de enfermedades causadas por hongos fitopatógenos. Por el contrario, en general los extractos CEP3 mostraron los perfiles enzimáticos menos diversos, lo que pudo deberse a las condiciones de extracción más agresivas.

3.3 Evaluación in vitro de la capacidad supresora de los extractos frente a Alternaria alternata BIO-175

Los extractos de compost inhibieron el crecimiento *in vitro* de *A. alternata* a diferentes niveles (2-47 %) (Figura 2). De hecho, el análisis de la varianza detectó diferencias significativas en el porcentaje de inhibición del crecimiento del hongo en función de ambos factores de variabilidad.

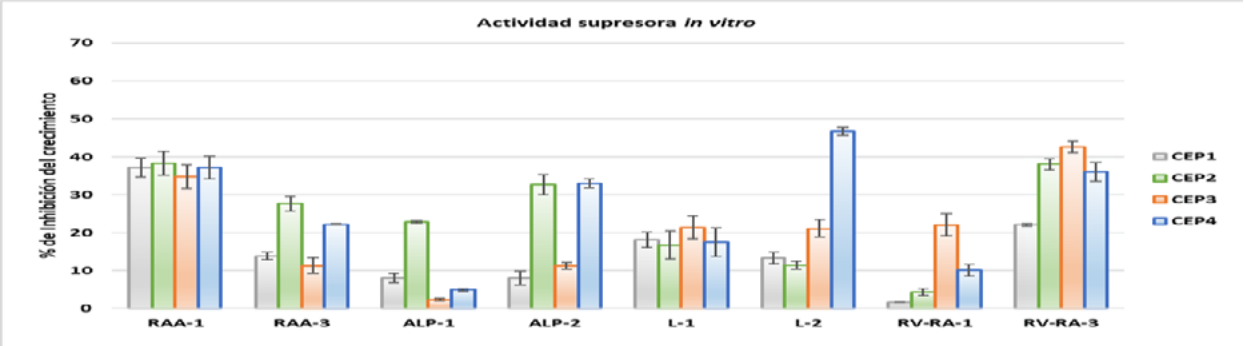


Figura 2. Actividad supresora de los extractos de compost contra *Altenaria sp*.

En términos generales, no se pudo establecer un patrón de inhibición del patógeno en función de los protocolos de extracción ya que el efecto fue muy dependiente de los materiales de partida (Figura 2). No obstante, los datos de inhibición más notables se detectaron a partir de extractos procedentes de residuos agroalimentarios (RAA) y restos vegetales (RV). Estos resultados coinciden con los obtenidos por otros autores como Ramlawi y col. 2021, que discuten que el efecto supresor de los extractos de compost es el resultado de múltiples factores y mecanismos bióticos y abióticos que pueden actuar en conjunto.

4. Conclusiones

El protocolo CEP3 dio lugar a extractos con un mayor contenido en compuestos fenólicos, aunque este hecho no mostró una relación directa con la capacidad biopesticida de los mismos. Los extractos CEP1 y CEP4 mostraron los perfiles enzimáticos más diversos, lo que pudo estar relacionado con las temperaturas de extracción más suaves. Al contrario, los extractos obtenidos a altas temperaturas (CEP3) mostraron los perfiles enzimáticos más pobres, aunque ocasionalmente presentaron una actividad supresora destacable frente a *A. alternata.* A la vista de los resultados, la capacidad biopesticida de los extractos fue muy dependiente de las materias primas, así como de las condiciones de extracción. Es necesario, por tanto, profundizar en el conocimiento de las características físico-químicas y biológicas de este tipo de extractos, para desarrollar protocolos que permitan prever su potencial efecto supresor de enfermedades.

5. Bibliografía

Bernal-Vicente, A., Ros, M., Tittarelli, F., Intrigliolo, F., Pascual, J.A. 2008. Citrus compost and its water extract for cultivation of melon plants in greenhouse nurseries. Evaluation of nutriactive and biocontrol effects. *Bioresource Technology.* 99, 8722–8728.

Khabirova, S. R., Idiyatov, I. I., Shuralev, E. A., Tremasova, A. M. 2021. Metabolite-associated enzymatic properties of microorganisms with an antagonistic effect on Aspergillus and Fusarium fungi, pathogenic for crops and farm animals. *Earth and Environmental Science.* 723.

Kusumocahyo, S. P., Wijaya, S., Dewi, A. A. C., Rahmawati D., Widiputri, D I. 2020. Optimization of the extraction process of coffee pulp as a source of antioxidant. *Earth and Environmental Science*. 443.

Marambe, B., Ando, T., 1992. Phenolic acids as potential seed germination inhibitors in animal-waste composts. *Soil Science and Plant Nutrition*. 38, 727-733.

Milinkovica, M., Lalevic, B., Jovicic-Petrovic, J., Golubovic-Curguz, V., Kljujev, I., Raicevic, V. 2019. Biopotential of compost and compost products derived from horticultural waste—Effect on plant growth and plant pathogens' suppression. *Process Safety and Environmental Protection*. 121, 299-306.

Pane, C., Celano, G., Villecco, D., Zaccardelli, M. 2012. Control of *Botrytis cinerea*, *Alternaria alternata* and *Pyrenochaeta lycopersic*i on tomato with whey compost-tea applications. *Crop Protection*. 38, 80-86.

Pane, C., Piccolob, A., Spaccinib, R., Celanoc,G., Villeccoa, D., Zaccardellia, M. 2013. Agricultural waste-based composts exhibiting suppressivity to diseases caused by the phytopathogenic soil-borne fungi *Rhizoctonia solani* and *Sclerotinia minor. Applied Soil Ecology*. 65, 43-51.

Ramlawi, S., Chiu, J. O., Cloutier, A., Avis, T. J. 2021. Suppression of *Fusarium* dry rot of potato using beneficial bacterial treatments*. Plant Pathology*. 103, 269–281.

Suárez-Estrella, F, Jurado, M.M., López, M.J., López-González, J.A., Moreno, J. 2019. Role of bacteria isolated from a plant waste-based compost producing bioactive substances in the control of bacterial spot syndrome caused by *Xanthomonas campestris pv. Vesicatoria. Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*. 20.

Toribio, A. J., Jurado, M. M., Suárez-Estrella, F., López-González, J. A., Martínez-Gallardo, M. R., López, M. J. 2021. Application of sonicated extracts of cyanobacteria and microalgae for the mitigation of bacterial canker in tomato seedlings. *Applied Phycology*. 33, 3817–3829.

Waqas, M., Nizami, A.S., Aburiazaiza, A.S., Barakat, M.A., Rashid, M.I., Ismail, I.M.I. 2018. Optimizing the process of food waste compost and valorizing its applications: A case study of Saudi Arabia. *Cleaner Production*. 176, 426-438.

6. Agradecimientos

Trabajo financiado gracias a la Ayuda Puente del Plan Propio de Investigación y Transferencia 2022 de la Universidad de Almería (PID2020-118402RB-I00).

EFECTO DEL ORIGEN DEL COMPOST EN SU POTENCIAL CAPACIDAD SUPRESORA *IN VITRO* FRENTE *F. OXYSPORUM* F. SP. *MELONIS*

E. Martínez-Sabater[1], M.A. Bustamante[1], M.D. Pérez-Murcia[1], C. Paredes[1], A. Pérez-Espinosa[1], J. Andreu[1], E. Agulló[1], J. Sáez[1], A. García-Rández[1], R. Moral[1]

[1]CIAGRO, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, ctra. Beniel, Km 3.2, 03312 Orihuela, Alicante.
E-mail: e.martinezs@umh.es

Resumen: La supresividad natural es la capacidad para inhibir el crecimiento y/o reducir la incidencia de microorganismos fitopatógenos causantes de muchas enfermedades, que constituyen una importante amenaza para muchos cultivos, causando importantes pérdidas económicas en el sector agrícola. En este sentido, el compost se ha propuesto ampliamente para el biocontrol de varios patógenos responsables de la marchitez y podredumbre de muchos sistemas de cultivos hortícolas. Sin embargo, esta capacidad no la presentan todos los compost, y en el caso de que la presenten, pueden mostrar distintos grados de supresividad y frente a uno o varios agentes fitopatógenos. Por ello, el estudio de la potencial capacidad supresora en el compost puede constituir una importante alternativa respetuosa con el medio ambiente contra estos agentes fitopatógenos frente al uso de plaguicidas químicos. El objetivo de este trabajo fue estudiar la potencial capacidad supresora de compost de diferente origen, principalmente agroalimentario y urbano, frente al fitopatógeno *Fusarium oxysporum f. sp. melonis* (FOM), causante de la fusariosis del melón, en condiciones *in vitro*, para evaluar el efecto del origen de los materiales iniciales empleados en las mezclas de compostaje sobre dicha capacidad.

Palabras clave: supresividad natural, compost, residuos agroalimentarios, residuos urbanos.

1. Introducción

El aumento de la cantidad de lodos que se generan, tanto en el proceso de depuración de aguas residuales como en el sector agroindustrial, hace difícil su manejo y gestión. Con el compostaje no solo se consigue reciclar este tipo de residuos, si no que se puede obtener un material orgánico con propiedades de valor añadido adecuadas para su uso en agricultura.

Una de las propiedades que añaden valor al compost es el potencial efecto supresor frente a numerosas enfermedades en muchos cultivos causadas por diferentes microorganismos fitopatógenos como, por ejemplo, *Pythium* o *Fusarium*. Esta capacidad supresora puede ser causada por mecanismos complejos, que incluyen factores abióticos (pH, C/N, calidad de la materia orgánica, etc.) y bióticos, como la competición por los nutrientes (Bustamante y col., 2012). El interés por la capacidad supresora del compost ha aumentado debido a la preocupación por el uso de plaguicidas químicos y su impacto negativo sobre la salud y el medio ambiente (De Corato y col., 2020). Por tanto, el objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto supresor de diferentes compost, de origen principalmente agroalimentario y urbano, frente al microorganismo fitopatógeno *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis*, causante de la fusariosis de las plantas de melón, en condiciones *in vitro*, para evaluar el efecto de los insumos residuales utilizados en las mezclas sobre la capacidad supresora de los compost.

2. Material y Métodos

Se evaluó la potencial capacidad supresora de 17 compost de diferente origen, principalmente agroalimentario y urbano. Once compost se elaboraron a escala industrial (10-30 m^3) y 6 a escala compostera (350 L). Todos los procesos de co-compostaje se desarrollaron mediante volteo periódico haciendo uso del protocolo de manejo de la planta COMPOLAB de la Universidad

Miguel Hernández de Elche. Las principales características de las mezclas, tales como los ingredientes utilizados, la duración del proceso, la temperatura máxima alcanzada y el tipo de sistema de compostaje se muestran en las Tablas 1 y 2 para las mezclas de compost EDAR y EDARI, respectivamente.

Tabla 1. Características de las mezclas de compostaje con lodos EDAR y tipo de sistema de compostaje utilizado.

	Proporción de los materiales iniciales (% s.m.f.)			Días de compostaje	Temperatura máxima (ºC)	Sistema de compostaje
Clave	Ingrediente 1	Ingrediente 2	Ingrediente 3			
CIG-02	EDAR (66,5%)	PM (33,5%)	--	159	61,2	Pila
CIG-03	EDAR (52,3%)	TP (47,7%)	--	127	72,1	Pila
CIG-04	EDAR (72,3%)	HP (27,7%)	--	172	72,7	Pila
CIG-05	EDAR (55,7%)	HP (23,2%)	PM (21,1%)	173	55,2	Pila
CIG-06	EDAR (70%)	CR (30%)	--	135	59,5	Pila
CIG-07	EDAR (67,7%)	HP (32,3%)	--	152	65,7	Pila
CIG-08	EDAR (67,7%)	HP (32,3%)	--	116	61,2	Pila
CIG-10	EDAR (59,3%)	CR (40,8%)	--	77	67,1	Pila
CIG-11	EDAR (70,4%)	A (29,6%)	--	80	73,5	Pila
CIG-12	EDAR (74,2%)	PJ (25,8%)	--	80	74,5	Pila

PM: poda morera; TP: tronco palmera; HP: hoja palmera; CR: caña río; A: algodón; PJ: poda jardinería.

Tabla 2. Características de las mezclas de compostaje con lodos EDARI y tipo de sistema de compostaje utilizado.

	Proporción de los materiales iniciales (% s.m.f.)			Días de compostaje	Temperatura máxima (ºC)	Sistema de compostaje
Clave	Ingrediente 1	Ingrediente 2	Ingrediente 3			
CIG-13	EDARI (66,0%)	TP (34,0%)	--	84	75,9	Pila
GVA 26	EDARI (70%)	SV (30%)	--	60	65,6	Compostera
GVA 27	EDARI (70%)	TA (30%)	--	60	68,0	Compostera
GVA 28	EDARI (34%)	HA (33%)	Pi (33%)	60	70,6	Compostera
GVA 29	EDARI (34%)	SV (33%)	Pi (33%)	60	74,2	Compostera
GVA 31	EDARI (34%)	SV (33%)	T (33%)	60	66,5	Compostera
GVA 34	EDARI (34%)	P (33%)	SV (33%)	60	73,1	Compostera

TP: tronco palmera; SV: sarmiento vid; TA: tallo ajo; HA: hoja aguacate; P: restos de puerro; Pi: restos de pimiento; T: restos de tomate

El estudio del efecto supresor de los compost sobre el crecimiento de *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis* en condiciones *in vitro* se evaluó usando el procedimiento detallado en Bustamante y col., (2012). Para estudiar las posibles correlaciones entre la capacidad supresora y los diferentes parámetros se utilizó la correlación bilateral de Pearson (IBM SPSS Statistics v. 27.0).

3. Resultados y Discusión

En las Tablas 3 y 4 se muestran las principales características fisicoquímicas y químicas estudiadas en los compost de lodo EDAR y de lodo EDARI, respectivamente.

Tabla 3. Principales características fisicoquímicas y químicas de los compost maduros elaborados con lodos EDAR.

Clave	pH	CE (dS/m)	MO (%)	COT (%)	NT (%)	Pol (mg kg^{-1})
CIG-02	6,38	6,18	61,7	31,4	3,29	512
CIG-03	6,95	8,25	34,0	20,0	1,73	239
CIG-04	6,08	9,01	52,9	30,0	3,53	372
CIG-05	6,10	8,88	66,5	31,2	3,60	210
CIG-06	6,19	8,48	63,8	31,3	3,37	324
CIG-07	6,04	8,87	63,7	30,2	3,50	226
CIG-08	6,11	7,80	61,4	30,8	3,10	344
CIG-10	6,67	3,40	44,3	22,3	1,80	514
CIG-11	7,11	8,11	47,8	25,7	3,29	537
CIG-12	7,18	8,23	40,7	25,2	2,68	443
Promedio ± DS	6,48±0,46	7,72±1,7	53,7±11,4	27,8±4,2	2,95±0,73	372±124

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total; Pol: polifenoles hidrosolubles; DS: desviación estándar

Tabla 4. Principales características fisicoquímicas y químicas de los compost maduros elaborados con lodos EDARI.

Clave	pH	CE (dS/m)	MO (%)	COT (%)	NT (%)	Pol (mg kg^{-1})
CIG-13	6,90	6,8	42,7	23,4	1,60	376
GVA 26	6,89	3,8	56,7	33,4	2,42	860
GVA 27	8,62	7,4	51,9	28,6	2,58	789
GVA 28	8,96	3,5	77,0	40,4	3,44	688
GVA 29	8,15	4,0	65,6	33,9	2,46	447
GVA 31	8,46	3,2	57,8	34,2	2,21	411
GVA 34	8,49	3,5	55,0	34,9	2,23	333
Promedio ± DS	8,07±0,82	4,6±1,7	58,1±10,8	32,7±5,3	2,4±0,54	558±215

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total; Pol: polifenoles hidrosolubles; DS: desviación estándar

Los compost elaborados con lodos EDARI mostraron valores de CE adecuada para determinados usos agrícolas. Los valores de MO estuvieron, en general, por encima del 50 % y los compost elaborados con lodos EDAR mostraron un valor promedio de polifenoles hidrosolubles más bajo que los elaborados con lodos EDARI.

Los resultados obtenidos mostraron que los compost no esterilizados indujeron una fuerte inhibición sobre el crecimiento de *Fusarium oxysporum f.sp. melonis* en condiciones in vitro, observándose valores de inhibición por encima del 80% en todas las muestras de compost. Sin embargo, se observó que la inhibición sobre el crecimiento del micelio fue mucho más débil, con valores por debajo del 10%, en los compost esterilizados (Figura 1).

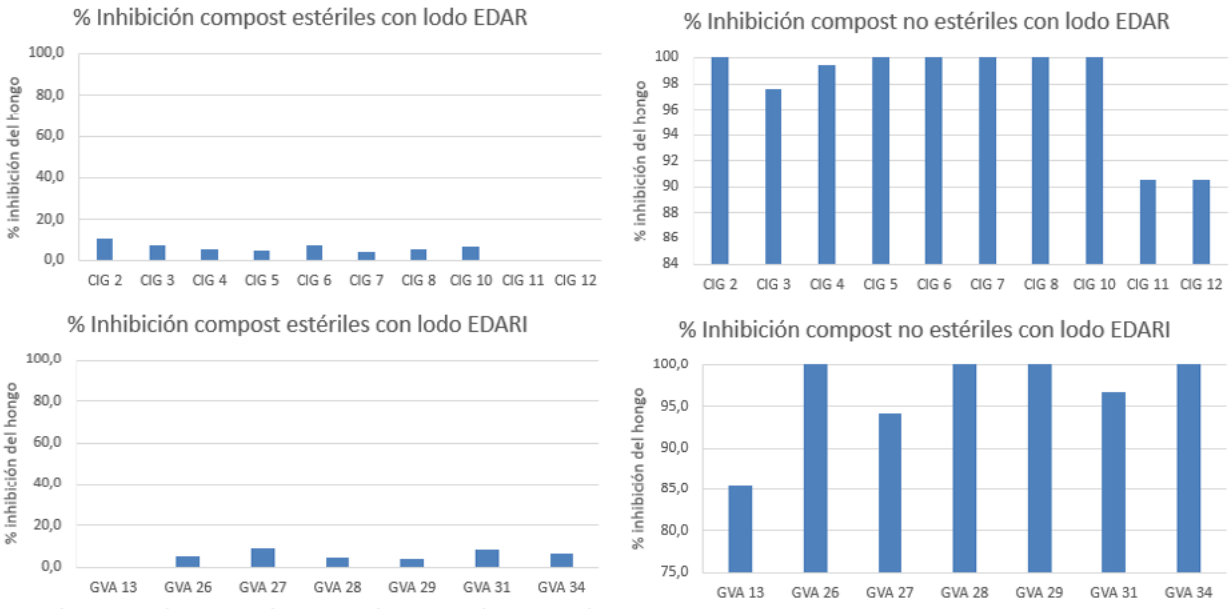


Figura 1. Porcentajes de inhibición del crecimiento del hongo Fusarium *Fusarium oxysporum f.sp. melonis* frente a los diferentes compost estudiados esterilizados y no esterilizados.

Por otra parte, los resultados estadísticos mostraron que existe una correlación directa entre la capacidad supresora de los compost en condiciones no estériles con la MO, COT y NT (Tabla 5). Se obtuvieron resultados similares en un estudio realizado por Suárez-Estrella y col. (2012) donde se evaluó la capacidad supresora en condiciones *in vitro* de diferentes compost elaborados con residuos agroindustriales.

Tabla 5. Correlaciones entre los parámetros fisicoquímicos y químicos y la capacidad supresora de los compost (condiciones estériles y no estériles).

	pH	CE	MO	COT	NT	Pol
CS-E	0,113	-0,220	0,200	0,133	-0,052	0,180
CS-NE	-0,112	-0,229	0,561**	0,461**	0,347*	-0,031

**, *: Correlaciones significativas a $p < 0,01$ y 0,05, respectivamente. CS-E: capacidad supresora con compost estéril; CS-NE: capacidad supresora con compost no estéril; CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total; Pol: polifenoles hidrosolubles.

4. Conclusiones

Los compost no estériles utilizados en este estudio, de origen agroindustrial y urbano, mostraron una fuerte inhibición en condiciones *in vitro* sobre el crecimiento del fitopatógeno *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis,* sin observar grandes diferencias en función del tipo de compost. Por otra parte, se observó que existe una correlación de forma directa entre la capacidad supresora de dichos compost con la fracción sólida de la materia orgánica (MO y COT) y su contenido de nitrógeno total.

5. Bibliografía

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.

De Corato, U., 2020. Disease-suppressive compost enhances natural soil suppressiveness against soil-borne plant pathogens: a critical review. *Rhizosphere* 13, 100192.

Suárez-Estrella F., Bustamante M.A., Moral R., Vargas-García M.C., López M.J., Moreno J., 2012. In vitro control of fusarium wilt using agroindustrial subproduct-based composts. *J. Plant Pathol.* 94 (1) 59-70.

ANÁLISIS DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO ASOCIADAS AL COMPOSTAJE DESCENTRALIZADO

Daniel González[1,2], Raquel Barrena[1], Antonio Javier Moral[1], Adriana Artola[1], Xavier Font[1], Teresa Gea[1], Antoni Sánchez[1].

[1]Grupo de Investigación en Compostaje GICOM. Departamento de Ingeniería Química, Biológica y Ambiental, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 – Bellaterra, Barcelona, España.
[2]Grupo de Tratamiento Biológico de efluentes líquidos y gaseosos GENOCOV. Departamento de Ingeniería Química, Biológica y Ambiental, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 – Bellaterra, Barcelona, España.

Resumen: La problemática ambiental asociada al tratamiento de residuos orgánicos biodegradables es todavía un reto de la sociedad. De entre las diferentes tecnologías disponibles, el compostaje se considera una opción medioambientalmente sostenible para abordar el tratamiento de los residuos a la vez que se genera una enmienda orgánica, el compost. En general, esta tecnología está bien implementada a nivel industrial, sin embargo, en los últimos años han aparecido diferentes iniciativas de compostaje doméstico y/o comunitario con el fin de realizar un tratamiento descentralizado de los residuos orgánicos y minimizar los impactos ambientales asociados a su tratamiento. En este trabajo, se han monitorizado diferentes sistemas de compostaje comunitario y doméstico (pilas y módulos) haciendo especial énfasis en el seguimiento de las emisiones de gases de efecto invernadero para evaluar el impacto ambiental del modelo planteado. Además, ante el aumento de envases compostables en el mercado y por ende en los hogares, se ha realizado un experimento de compostaje doméstico (400 L) incorporando estos materiales para ver su efecto en el proceso, con el objetivo de poder reciclarlos junto a los restos de comida. En este sentido se ha realizado un seguimiento semanal de diferentes parámetros de proceso junto con el seguimiento de las emisiones del compostador con y sin materiales compostables.

Palabras clave: Compostaje descentralizado, gases de efecto invernadero (GEI), plásticos compostables

1. Introducción

Las ciudades concentran servicios y puestos de trabajo, por lo que consumen gran parte de los alimentos producidos, generando un elevado porcentaje de residuos municipales. La crisis sanitaria originada por la pandemia del coronavirus ha mostrado la poca resiliencia de las ciudades, especialmente durante el confinamiento, donde se vivieron momentos de temor a la falta de distribución de alimentos. En el proyecto “Municipios resilientes a las pandemias mediante el nexo de agricultura de proximidad, energía, agua y residuos. Del piloto al municipio (2020PANDE00021)” se propone la agricultura de proximidad basada en cultivos urbanos, que a la vez reducen la generación de residuos y favorecen su reciclaje, como una estrategia para aumentar la resiliencia de los municipios.

Generalmente, el compostaje se realiza en instalaciones industriales que recogen los residuos orgánicos generados en diferentes municipios. Sin embargo, en los últimos tiempos han surgido diferentes iniciativas de tratamiento descentralizado como el compostaje doméstico y/o comunitario, que han ido generando interés científico en diferentes aspectos como el funcionamiento del proceso en sí, la calidad del compost obtenido y el impacto ambiental asociado a estos modelos (Adhikari y col., 2010). En este trabajo se propone el compostaje doméstico y comunitario de residuos orgánicos generados en comunidades de vecinos y cultivos de cubierta como sistema para recuperar y recircular materia orgánica y nutrientes. Sin embargo, la correcta y eficiente gestión de los residuos orgánicos todavía supone un reto para la sociedad, y es de especial interés la determinación de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) que se pueden generar en los sistemas más simples de compostaje (Friedrich y Trois, 2013). Para ello, se han monitorizado diferentes sistemas de compostaje comunitario (pilas y módulos) en una escuela y universidad, tratando diferentes tipologías de residuos y haciendo especial énfasis en el seguimiento de las emisiones de GEIs para obtener los factores de emisión asociados que ayuden a evaluar el impacto ambiental del modelo planteado.

2. Material y Métodos

2.1 Descripción de las pruebas de compostaje descentralizado

2.1.1. Instituto de Jardinería y Agricultura Les Garberes (Castellar del Vallès, Barcelona)

El primer sistema de compostaje comunitario estudiado se localizó en el instituto de Jardinería y Agricultura Les Garberes, en Castellar del Vallès (Barcelona). En este Instituto se generan diferentes tipos de residuos orgánicos debido a su actividad: restos de cultivos, podas, etc. El compostaje es una práctica habitual en el centro, y se prepararon dos pilas similares siguiendo con poda triturada, estiércol de caballo, restos de herbáceas y césped y una parte de compost antiguo, de unos 700 kg cada una (Figura 1). Se propuso estudiar el efecto del aumento de la frecuencia del volteo del material durante la fase termófila en las emisiones de GEIs y en proceso de compostaje. La pila 1 se volteó una vez por semana durante la fase termófila mientras que la pila 2 se volteó dos veces por semana. Las características iniciales de cada pila se muestran en la Tabla 1.

Figura 1. Pilas de compostaje situadas en el Instituto de Jardinería y Agricultura Les Garberes, Castellar del Vallès (Barcelona).

2.1.2. Universitat Autònoma de Barcelona (Bellaterra, Barcelona)

El segundo sistema de compostaje descentralizado estudiado se localizó en la Universitat Autònoma de Barcelona (UAB). En este caso, se realizó una prueba piloto de compostaje de la FORM generada diariamente por el mayor restaurante del campus de la UAB junto con residuos de poda del propio campus, que se utilizó como agente estructurante (FV). Para realizar este piloto, se emplearon dos módulos de compostaje de 400 L, el primero de los cuales se rellenó diariamente con una mezcla de FORM y FV con una relación 1,5:1 v/v (Figura 2a), mientras que el segundo se rellenó diariamente con la misma mezcla de FORM y FV, añadiendo también entre un 0,1 y 0,2 % en peso de bolsas compostables con la certificación TÜV “OK compost HOME” troceadas (Figura 2b). El objetivo fue evaluar si la presencia de estos nuevos materiales en la mezcla a compostar puede tener algún efecto en el proceso en sí y en las emisiones de GEIs asociadas. Los aportes diarios fueron de unos 15 kg de media por cada compostador, por lo que fueron necesarios 25 días para su llenado. Transcurrido este periodo se paró la aportación de nuevo material.

2.2 Obtención de muestras gaseosas y su análisis

Para el muestreo de las emisiones gaseosas en los diferentes sistemas de compostaje descentralizado, se utilizó una campana de flujo siguiendo el procedimiento descrito por González y col. (2019). Se obtuvo una muestra representativa, que fue almacenada en una bolsa de Nalophan hasta su análisis en el laboratorio no más tarde de 24 horas del muestreo. Todas las muestras obtenidas se analizaron para conocer la concentración de metano y óxido nitroso presente mediante cromatografía de gases, siguiendo la metodología descrita por González y col. (2022).

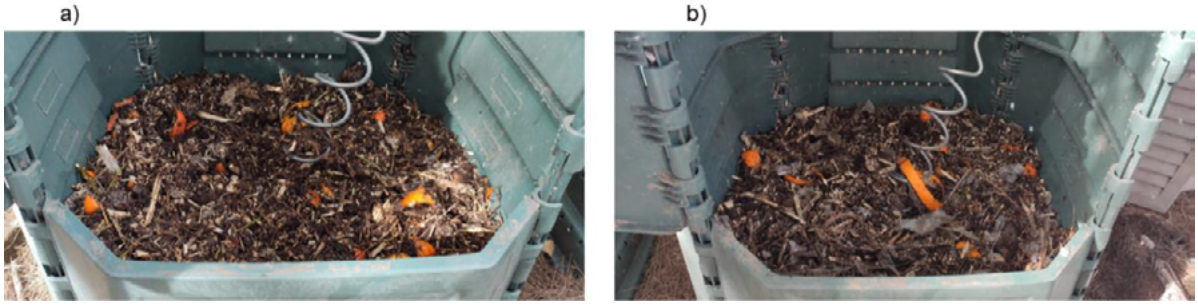


Figura 2. Sistema piloto de compostaje comunitario en la Universitat Autònoma de Barcelona, a) mezcla FORM + FV (C1); b) mezcla FORM + FV + bolsas compostables (C2)

2.3 Métodos analíticos para muestras sólidas

El porcentaje de materia seca, materia orgánica, el pH y la conductividad de las muestras sólidas se determinaron siguiendo procedimientos estándares (US Dept. of Agriculture and US Composting Council, 2001). El contenido en carbono, nitrógeno, fósforo y potasio se determinó a través de un laboratorio externo (Servei d'Anàlisi Química, UAB).

3. Resultados y Discusión

3.1 Características de los materiales

En la tabla 1 se muestran las características fisicoquímicas de los materiales tratados en cada uno de los sistemas de compostaje descentralizado estudiados.

Tabla 1. Características de los materiales tratados en cada uno de los sistemas de compostaje.

Sistema	Material	MS %	MO %	pH	EC (µS/cm)	C/N	P (mg g^{-1})	K (mg g^{-1})
1	Mezcla inicial pila 1	46,99	52,61	7,35	1419	15,96	10	2,3
	Mezcla inicial pila 2	47,07	37,55	8,69	1048	14,39	11,6	2,5
2	Mezcla inicial compostador 1	46,61	96,85	5,00	2930	–	–	–
	Mezcla inicial compostador 2	42,95	97,15	4,88	3430	–	–	–

3.2 Evolución del proceso de compostaje y emisiones de GEIs asociadas.

La Figura 3 muestra la evolución de los experimentos realizados en el Instituto Les Garberes, presentando el perfil de temperatura del material junto con los flujos de emisión de CH_4 y N_2O registrados para ambas pilas de compostaje. Se puede observar cómo, al aumentar la frecuencia de volteo durante la primera fase, su duración se ve reducida en tiempo. Sin embargo, se observa también que, al aumentar la frecuencia de volteo, el flujo de emisión de N_2O aumenta en la primera fase de la pila 2, como ha sido descrito anteriormente (Andersen y col., 2010, Ermolaev y col., 2014). Si se expresan los factores de emisión asociados a cada pila de compostaje en mg de CO_2 equivalente emitidos por kg de materia orgánica inicial, estos resultan en 269,4 mg $CO_{2eq} \cdot kg^{-1}$ MO y 610,9 mg $CO_{2eq} \cdot kg^{-1}$ MO respectivamente. Estos resultados se encuentran por debajo de valores reportados en estudios similares (Adhikari y col., 2013).

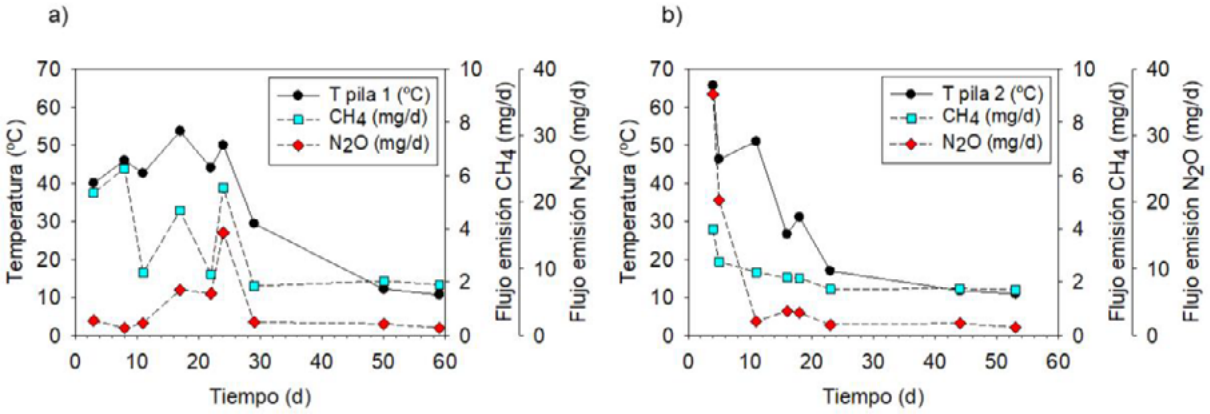


Figura 3. Perfil de temperatura del material y flujos de emisión de CH_4 y N_2O para a) la pila 1 y b) la pila 2.

Por otro lado, la Figura 4 muestra la evolución del compostaje comunitario realizado en la UAB, presentando los perfiles de temperatura del material junto con los flujos de emisión de CH_4 y N_2O registrados en el compostador con y sin la adición de bolsas compostables.

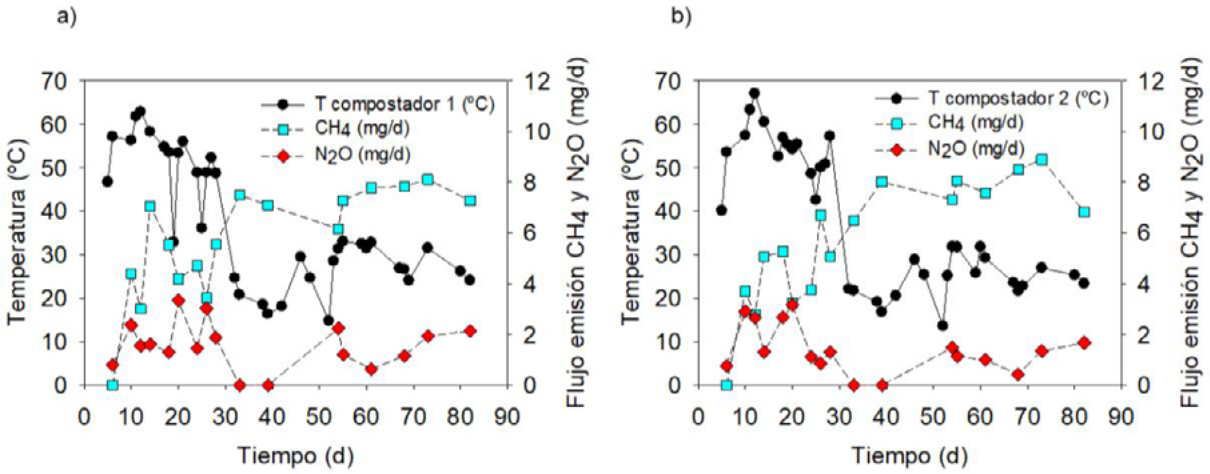


Figura 4. Perfil de temperatura del material y flujos de emisión de CH_4 y N_2O para a) el compostador 1 (FORM + FV) y b) el compostador 2 (FORM + FV + bolsas compostables).

Se observa que ambos procesos se desarrollaron de forma muy similar, alcanzando temperaturas cercanas a los 70ºC y con una fase termófila de cerca de 30 días. Respecto a los flujos de emisión de CH_4 y N_2O, no se observan diferencias significativas ni en las tendencias ni en los valores obtenidos. Las concentraciones de CH_4 y N_2O medidas en ambos compostadores se encuentran entre 0,9 y 2,1 ppmv de CH_4 y 0,1 y 0,4 ppmv de N_2O, respectivamente, y los factores de emisión calculados y expresados en mg de CO_2 equivalente emitidos por kg de materia orgánica inicial para C1 y C2 resultaron 487,4 y 474,1 mg $CO_{2eq} \cdot kg^{-1}$ MO, respectivamente. De manera general, la presencia de las bolsas compostables no presentó ningún efecto significativo ni en el proceso de compostaje en sí ni en las emisiones de GEIs asociadas. Comparados con otros trabajos similares (Colón y col., 2010, Lleó y col., 2013), los resultados obtenidos son significativamente menores. Esta diferencia se podría deber a la forma de aportar el material. En el compostaje descrito en este trabajo, la aportación se realizó de forma gradual, en función de la generación del residuo en el restaurante del campus, por lo que fueron necesarios 25 días para su completo llenado. En cambio, en los trabajos de Colón y col, (2010) y Lleó y col., (2013) el tiempo de llenado fue inferior. También el tiempo de proceso fue significativamente mayor respecto al descrito en este trabajo (aproximadamente 210 vs 90 días) hecho que también podría influir. Igualmente, si se comparan estos resultados con valores de

compostaje de FORM a escala industrial (Martínez-Blanco y col., 2010, Preble y col., 2020), se observa que las emisiones de GEI determinadas durante el compostaje comunitario son inferiores, lo cual a nivel de impacto ambiental favorece el uso y aplicación de este tipo de tratamiento descentralizado.

4. Conclusiones

En este trabajo se han estudiado dos tipos de procesos de compostaje comunitario, haciendo énfasis en cuantificar las emisiones de GEIs asociadas y obtener unos factores de emisión que puedan servir de ayuda para una posterior evaluación del impacto ambiental de estos modelos. Por un lado, se ha observado que al aumentar la frecuencia de volteo en las pilas de compostaje durante la primera fase termófila es posible reducir el tiempo de esta fase, pero generando una mayor emisión de N_2O. Por otro lado, se ha observado que la presencia de bolsas compostables en la mezcla de FORM y FV no tiene ningún efecto significativo sobre el proceso de compostaje ni sobre las emisiones de GEIs asociadas. En general, se ha visto que la aplicación de estos modelos de compostaje es viable y que las emisiones asociadas a estos procesos son inferiores a las referentes en procesos de compostaje industrial, además del hecho que, aplicando estos modelos en comunidades, se pueden evitar impactos asociados al tratamiento industrial como es el transporte de los residuos.

5. Bibliografía

Adhikari B.K., Trémier A., Martínez J., Barrington S., 2010. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. *Waste Management & Research.* 28(11), 1039-1053.

Adhikari B.K., Trémier A., Barrington S., Martínez J., Daumoin M., 2013. Gas emissions as influenced by home composting system configuration. *Journal of Environmental Management.* 116, 163-171.

Andersen J.K., Boldrin A., Christensen T.H., Scheutz C., 2010. Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste. *Waste Management.* 30, 2475-2482.

Colón J., Martínez-Blanco J., Gabarrell X., Artola A., Sánchez A., Rieradevall J., Font X., 2010. Environmental assessment of home composting. *Resources, Conservation and Recycling.* 54, 893-904.

Ermolaev E., Sundberg C., Pell M., Jönsson H., 2014. Greenhouse gas emissions from home composting in practice. *Bioresource Technology.* 151, 174-182.

Friedrich E. y Trois C., 2013. GHG emission factors developed for the collection, transport and landfilling of municipal solid waste in South African municipalities. *Waste Management.* 33, 1013-1026.

González D., Colón J., Sánchez A., Gabriel D., 2019. A systematic study on the VOCs characterization and odour emissions in a full-scale sewage sludge composting plant. *Journal of Hazardous Materials.* 373, 733-740.

González D., Colón J., Sánchez A., Gabriel D., 2022. Multipoint characterization of the emission of odour, volatile organic compounds and greenhouse gases from a full-scale membrane-based municipal WWTP. *Journal of Environmental Management.* 313, 115002.

Lleó T., Albacete E., Barrena R., Font X., Artola A., Sánchez A., 2013. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste Management. *Journal of Cleaner Production.* 47, 70-76.

Martínez-Blanco J., Colón J., Gabarrell X., Font X., Sánchez A., Artola A., Rieradevall J., 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management.* 30, 983-994.

Preble C.V., Chen S.S., Hotchi T., Sohn M.D., Maddalena R.L., Russell M.L., Brown N.J., Scown C.D., Kirchstetter T.W., 2020. Air pollutant emission rate for dry anaerobic digestion and composting of organic municipal solid waste. *Environmental Science & Technology.* 54, 16097-16107.

US Dept. of Agriculture and US Composting Council, 2001. Test methods for the examination of composting and compost purpose. *Edaphos international,* Huston.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por l'Agència de Gestió i d'Ajuts Universitàris i de Recerca de la Generalitat de Catalunya en el marco del proyecto "Municipis resilients a les pandèmies mitjançant el nexe de l'agricultura de proximitat, energía, aigua i residus. Del pilot al municipi" (Ref. 2020PANDE00021).

EFECTO DEL COMPOST SOBRE EL CRECIMIENTO DE TRIGO EN CONDICIONES ADVERSAS

Jesús Gómez-Ciudad[1], María Ángeles Gómez-Sánchez[1], Sonia Rodríguez-Cruz[2], Remedios Morales-Corts[1]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales de la Universidad de Salamanca, Avda. Filiberto Villalobos, 119, 37007 Salamanca, España

[2]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España

Resumen:
En el contexto actual de la agricultura europea es necesario valorar adecuadamente el efecto de las enmiendas orgánicas sobre los cultivos tradicionales. El cultivo de trigo es en extensión, el más importante en los secanos de Castilla y León.
El objetivo de este trabajo ha sido estudiar el efecto de una enmienda orgánica a base de compost de residuos vegetales sobre el comportamiento de plantas de trigo en distintas condiciones adversas. Para ello se han utilizado dos tipos de suelos de pH ácido, un suelo A (pH de 6,3) y un suelo B (pH de 4,4). Además, las plantas se sometieron a dos regímenes de riego, ambos deficitarios. Un régimen se corresponde con el año menos lluvioso y el otro con el 80% de la precipitación media recogida (periodo 2001-2020). Se utilizaron macetas de 2 kg con los siguientes tratamientos: suelo A, con y sin compost, con ambos regímenes de riego y suelo B, con y sin compost y con las dos dosis de riego.
Cada tratamiento estaba integrado por 30 macetas, en las que sembraron 4 semillas de trigo, realizándose posteriormente un aclareo para dejar dos plantas por maceta.
Los parámetros analizados fueron: porcentaje de nascencia, peso seco de las plantas a 34 días de la siembra, altura y peso seco de las plantas a final del ciclo del cultivo
Se realizó un análisis estadístico de los datos mediante R. Los resultados obtenidos avalan el efecto positivo sobre la planta de la aplicación de compost al suelo, más importante aún en las condiciones más adversas, pH más ácido y régimen de riego mínimo.

Palabras clave: trigo, riego, desarrollo, biomasa.

1. Introducción

En Europa y por tanto en España, la sostenibilidad de la producción agrícola requiere la aplicación de prácticas agronómicas respetuosas con el medio ambiente que permitan mantener el rendimiento, rentabilidad, calidad y seguridad alimentaria de los cultivos, limitando y/o evitando el uso de agroquímicos.

Teniendo en cuenta que los cereales son el cultivo que ocupa más superficie en España (MAPA, 2022) y Castilla y León, donde los cereales de secano representan más del 85% del total de hectáreas cultivadas, y que el cultivo más habitual en Castilla y León es el trigo, analizaremos el comportamiento de este cultivo ante la aplicación o no de compost vegetal al suelo agrícola.

Una de las practicas más habituales para mejorar la producción es el aporte de enmiendas orgánicas al suelo. La aplicación de compost permite valorizar los residuos, mejorar las propiedades del suelo y mejorar el nivel de nutrientes solubles para el cultivo (Carpio et al., 2020).

Existen evidencias bibliográficas, que muestran como la aplicación de compost vegetal influye en la mejora de la producción (Akhtar, M. J. y col, 2009), pero en este trabajo analizaremos como afecta al crecimiento del cultivo de trigo en condiciones desfavorables. La presencia de suelos con pH ácido y la escasez de precipitación limitan la producción de los cereales en Castilla y León, pues son bastante habituales. En el caso de la precipitación, debido al cambio climático es particularmente importante buscar herramientas que permitan mantener el rendimiento de los cultivos.

Tabla 1. Principales características de los compost utilizados

Parámetro	C1 (0%S)	C2 (0,5%)	C3 (1%S)	C4 (0,5%S)[1]	C5 (1%S)[1]	C6 (0%S)[1]
pH (1:5)	7,3	6,1	5,7	5,4	5,3	6,6
CE (1:5) (dS m^{-1})	3,58	8,10	8,94	10,3	12,1	5,32
MOT (%)	45,9	65,0	65,1	76,6	73,3	70,9
NT (%)	2,36	3,61	3,09	3,94	3,55	4,03
C/N	8,71	8,06	6,20	8,71	9,94	7,87
P_2O_5 (mg kg^{-1})	11400	11200	12400	18000	14700	19300
K_2O (mg kg^{-1})	15200	17400	18400	24100	30200	22700

[1]Línea de compostaje con fruta

El suelo utilizado en el ensayo fue un suelo calizo con textura franco arenosa, pobre en materia orgánica (MO) y nutrientes (pH 8,7, MO 0,66%, NT 0,065%, P Olsen 26 mg/kg). El ensayo se desarrolló al aire libre bajo techado durante siete meses, realizándose tres cortes del césped a lo largo del mismo (a los 105, 182 y 204 días tras la primera siembra), analizando cada uno de ellos y al finalizar el ensayo, se analizó el suelo de las macetas. Dos semanas después de la primera siembra se vio la necesidad de hacer un resembrado debido al poco crecimiento en todas las macetas. Para conocer el efecto de la aplicación de los compost se estudiaron, entre otros, la producción de biomasa, el contenido de fósforo de la biomasa y los nutrientes del suelo. Todas las muestras fueron analizadas según los Métodos Oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1986).

Para determinar diferencias estadísticas entre tratamientos se realizó el análisis de varianza (ANOVA) usando el test post hoc de Fisher (LSD) ($p<0,05$) con el paquete estadístico R (R Core Team, 2018).

3. Resultados y Discusión

3.1 Producción de biomasa

Al comparar el crecimiento tras cada uno de los cortes realizados (Figura 1 A), tan sólo se observaron diferencias estadísticamente significativas en el corte inicial, donde el tratamiento C2 (0,5% S) tuvo un mayor crecimiento que el resto de compost e incluso mayor que la fertilización mineral con SP y RF. En el segundo corte, así como en el acumulado, si bien el peso de césped no mostró diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, se obtuvo un valor ligeramente superior por parte del tratamiento C2 (0,5% S) frente al resto, lo que se puede observar más claramente en los datos de producción relativa (Figura 1 B), ya que el tratamiento C2 (0,5% S) obtuvo una producción final del 128% con respecto al T, siendo el siguiente en producción el tratamiento con SP que obtuvo un 113%, quedando el resto de tratamientos por debajo de estos.

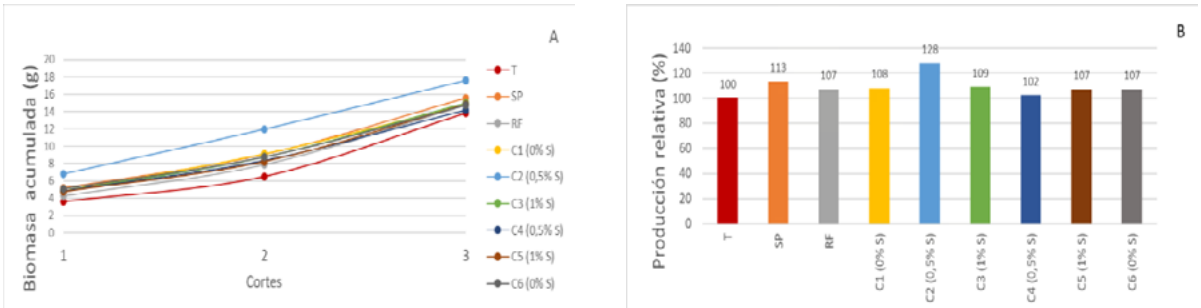


Figura 1 Producción de biomasa (A) y producción relativa de biomasa con respecto al testigo (B)

3.2 Contenido de fósforo de la biomasa

El contenido de fósforo en el césped tras la aplicación de los diferentes tratamientos del

ensayo (Figura 2 A) presentó diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos en el segundo corte y en el contenido de fósforo promedio a lo largo del ensayo, dando lugar al menor contenido del mismo en la biomasa vegetal para el tratamiento con RF. En el segundo corte los tratamientos con SP, C2, C3, C4 y C6 provocaron un aumento en el contenido de fósforo superior al resto de los tratamientos y el mayor contenido de fósforo medio lo produjo el tratamiento con el C6 (0% S). En todo caso, el contenido de fósforo del césped en todos los tratamientos se encuentra, excepto en el caso de la RF, dentro del rango de concentración de este elemento sobre materia seca de tejido vegetal considerado normal (0,2%-0,6%) (MBPM, 2017).

En cuanto al contenido medio de fósforo por maceta (Figura 2 B), el tratamiento que produjo el mayor aumento significativo del mismo fue el C2 (0,5% S), encontrándose con valores similares a los producidos por el tratamiento mineral SP, mientras que la RF volvió a ser el tratamiento que menor contenido de fósforo por maceta produjo. Respecto a las tasas de extracción de P por parte de la biomasa con respecto a la fertilización aportada (datos no mostrados), se observó que el césped tratado con RF presentó el porcentaje más bajo de extracción (35,5%), mientras que el mayor porcentaje de extracción lo obtuvo la biomasa crecida con el C2 (0,5% S) (52,8%), incluso algo por encima del producido con la adición del fertilizante SP (48,6%).

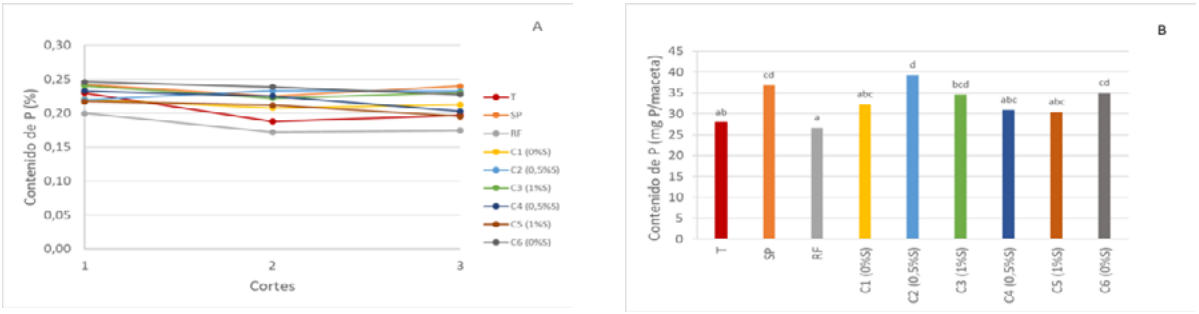


Figura 2. Contenido de fósforo (P) en la biomasa (A) y contenido medio de P en la biomasa por maceta (B)

3.3 Nutrientes del suelo

Tras la aplicación de los tratamientos se observaron diferencias estadísticamente significativas en el contenido de prácticamente todos los parámetros analizados en el suelo, algunos de los cuales se presentan en la Tabla 2, salvo en el caso de los metales, cuyo contenido no presentó diferencias entre tratamientos, manteniéndose el contenido de metales en los suelos muy por debajo de lo establecido para suelos de pH mayor de 7 en el RD 1310/1990 (BOE, 1990).

Así, podemos ver que el tratamiento que da lugar a un aumento estadísticamente significativo del contenido de la MO del suelo es el C2 (0,5% S), seguido del C6 (0% S), dando el menor contenido de MO el tratamiento con RF. El contenido de nitrógeno en los suelos de ensayo se vio afectado por el tratamiento aplicado, por ello, la aplicación de los tratamientos C2 (0,5% S) y C6 (0% S) dio lugar a diferencias estadísticamente significativas con respecto al resto de tratamientos, excepto con el T y el C3 (1% S). En el caso del fósforo asimilable presente en el suelo, la aplicación del C2 (0,5% S) dio lugar a un claro aumento con respecto al T y la RF, presentado un contenido ligeramente superior, aunque no estadísticamente significativo, al presentado en las macetas en las que se aplicó el fertilizante mineral SP y al de las que se aplicó el otro compost con un porcentaje de azufre elemental igual al del C2 (C4 0,5% S). En el caso de la conductividad eléctrica, que en los compost fue bastante elevada, sobre todo en los que se les añadió azufre elemental y en los que tenían restos de fruta, al ser aplicados al campo no provocaron un aumento de la salinidad del suelo, ya que el tratamiento cuya CE fue más elevada fue el T, pero todos dentro de valores considerados como no limitantes para el desarrollo del cultivo (Villar y Villar, 2016).

Tabla 2. Contenidos medios de algunos de los parámetros analizados en los suelos de las macetas tras el ensayo con césped

	T	SP	RF	C1 (0%S)	C2 (0,5%)	C3 (1%S)	C4 (0,5%S)[1]	C5 (1%S)[1]	C6 (0%S)[1]
pH	8,68 a	8,70 ab	8,78 cd	8,78 cd	8,75 bc	8,75 bc	8,80 cd	8,83 d	8,80 cd
CE	0,116 d	0,105 cd	0,103 c	0,103 c	0,114 cd	0,075 a	0,089 b	0,085 ab	0,088 b
MO	0,695 bc	0,648 abc	0,535 a	0,603 ab	0,778 c	0,708 bc	0,570 ab	0,510 a	0,765 c
NT	0,071 bc	0,060 ab	0,050 a	0,056 a	0,075 c	0,071 bc	0,056 a	0,048 a	0,075 c
P	5,00 a	7,25 bc	4,25 a	5,25 ab	7,50 c	5,50 abc	7,25 bc	4,50 a	6,25 abc
Zn	21,3	23,0	19,6	19,3	21,5	21,4	21,8	20,8	19,2
Cu	4,48	4,09	3,38	3,97	4,04	6,10	5,17	4,98	4,24
Cr	16,2	16,8	15,4	17,0	15,5	15,4	16,7	14,6	13,4
Ni	6,91	6,80	6,69	7,03	7,04	7,01	7,04	6,68	6,64
Pb	8,24	7,70	7,69	8,21	8,04	9,40	8,52	10,4	8,52
Cd	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Hg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

[1]Línea de compostaje con fruta. CE: conductividad eléctrica (1/5) (dS m^{-1}); MO: materia orgánica oxidable (%); NT: nitrógeno total (%); P: fósforo Olsen (mg kg^{-1}); Zn: zinc (mg kg^{-1}); Cu: cobre (mg kg^{-1}); Ni: níquel (mg kg^{-1}); Pb: plomo (mg kg^{-1}); Cd: cadmio (mg kg^{-1}); Hg: mercurio (mg kg^{-1}). En cada fila valores medios seguidos de la misma letra no presentan diferencias significativas (ANOVA: test LSD p<0,05).

4. Conclusiones

Como conclusión al trabajo realizado se puede decir que el compostaje mejorado de lodos y residuos agroalimentarios dio lugar a unos compost cuya alta salinidad podrían dejarlos relegados a un uso muy restringido, pero con su aplicación al suelo en un cultivo de césped se ha visto que no incrementaron la salinidad del suelo y dejaron crecer el cultivo correctamente, e incluso uno de ellos, al que se le añadió azufre en cantidad moderada (0,5% S) y no tenía restos de fruta, hizo que se produjera mayor cantidad de biomasa al ser aprovechado mucho mejor el fósforo contenido en el compost mejorado, superando el rendimiento de los fertilizantes minerales fosforados.

5. Bibliografía

Albiach R., Rojo P., Fayos G., Montoya T., Castro I., 2020. Valorización mediante compostaje de lodos de depuradora y residuos agroalimentarios para su uso como fertilizante fosforado. En: Gómez Sánchez M.A., González Hernández A.I., Morales Corts M.R., Pérez Sánchez R. (eds.) Compostaje Webinars 2020. Red Española de Compostaje. pp. 52-56.

BOE, 1990. Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario.

Bustamante M.A., Martínez Sabater E., Pérez-Murcia M.D., Andreu-Rodríguez F.J., Agulló E., Pascual J.A., Ros M., Fernández J.A., Egea-Gilabert C., Moral R., 2020. Desarrollo de compost de valor añadido a partir de flujos residuales agroalimentarios. En: Gómez Sánchez M.A., González Hernández A.I., Morales Corts M.R., Pérez Sánchez R. (eds.) Compostaje Webinars 2020. Red Española de Compostaje. pp. 63-68.

MAPA, 1986. Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 662 pp.

MBPM, 2017. Manual de buenas prácticas de los campos de golf de Maryland. En: https://www.tiloom.com/analisis-foliares-deficiencia-nutricional/ (fecha consulta: 12/05/2022).

R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Villar P., Villar J.M., 2016. Guia de la fertilitat dels sòls i la nutrició vegetal en producció integrada. Generalitat de Catalunya. Departament de'Agricultura, Pesca y Ramaderia. Lleida. 128 pp.

6. Agradecimientos

A la Agència Valenciana de la Innovació (Generalitat Valenciana) por la financiación del proyecto "Evaluación y optimización del compost de lodos de EDAR y residuos agroalimentarios como fertilizante

fosforado" (INNCAD00/19/006). A la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales (EPSAR) adscrita a la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática Transición Ecológica (Generalitat Valenciana) propietaria de la EDAR de Requena (Valencia) y al Ayuntamiento de Requena que adecuó el terreno de la parcela donde se realizaron los ensayos.

EFECTO DEL COMPOST OBTENIDO A PARTIR DE LODOS DE DEPURADORA EN LA DEGRADACIÓN DE COMPUESTOS ORGANOCLORADOS.

González J, Mancho C, Gil-Díaz M, García-Gonzalo P, Lobo M.C.

IMIDRA (Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural Agrario y Alimentario)
Finca "El Encín" A-2, km 38,2, 28805 Alcalá de Henares (Madrid)
carmen.lobo@madrid.org

Resumen: Durante varias décadas, el plaguicida organoclorado lindano (ɣ-hexachlorocyclohexane, (ɣ-HCH) ha sido utilizado en agricultura y medicina debido a su amplio campo de aplicación. Su alta toxicidad y baja degradación, ha causado efectos negativos sobre el medio ambiente y la salud humana, dando lugar, como consecuencia, a emplazamientos contaminados que deben ser remediados. La biorremediación puede constituir una alternativa sostenible para recuperar los emplazamientos favoreciendo la degradación y detoxificación del lindano y otros isómeros del HCH. El objeto del trabajo es evaluar la biorremediación asistida con compost en un suelo contaminado con compuestos organoclorados (1,2,4-triclorobenceno (TCB), α-HCH y β-HCH). El ensayo se realizó en mesocosmos con 500 g de suelo en condiciones controladas de temperatura (26ºC) y humedad (60% de capacidad de campo) durante 60 días. El efecto de la atenuación natural se comparó con la aplicación de un compost a partir de lodo de depuradora con restos de poda, así como con un tratamiento de bioestimulación con nutrientes a partir de un fertilizante NPK. A los 60 días de incubación se determinó la degradación de los compuestos clorados, así como el efecto de la biorremediación en la actividad biológica del suelo a partir del análisis de diversas actividades enzimáticas (β-galactosidasa, β-glucosidasa, ureasa, fostatasa ácida y alcalina y arilsulfatasa). A fin de evaluar el efecto positivo de la biorremediación se llevó a cabo un ensayo de fitotoxicidad con semillas de berro.

Palabras clave: biorremediación, lindano, actividad biológica, enzimas, fitotoxicidad.

1. Introducción

La contaminación del suelo provoca una reacción en cadena, altera la biodiversidad del suelo y reduce la materia orgánica que contiene y su capacidad para actuar como filtro (FAO y PNUMA, 2022). El lindano fue utilizado durante décadas como insecticida, estando en la actualidad retirado del mercado. Sin embargo, su uso continuado dio lugar a suelos contaminados que deben ser recuperados, considerando los riesgos ambientales y para la salud humana que suponen la estabilidad e hidrofobicidad de este compuesto y otros isómeros del HCH (Rigas y col., 2009). La biorremediación utiliza la capacidad degradativa de los microorganismos del suelo para la eliminación de una amplia variedad de contaminantes, que pueden transformarse en productos inocuos, con un bajo coste y sin riesgos ambientales. El proceso de biorremediación está altamente condicionado por las condiciones ambientales, la capacidad funcional de la microbiota del suelo y las propiedades del contaminante y del suelo. Diferentes estudios han evaluado la capacidad de microorganismos específicos para degradar lindano y otros isómeros del HCH (Asemoloye y col., 2017; Usmani y col., 2021). En general los ensayos se han realizado utilizando suelos enriquecidos con lindano, lo que hace que los resultados obtenidos sean poco extrapolables a condiciones reales. La aplicación de compost a al suelo contaminado supone un aporte de nutrientes y materia orgánica, así como la mejora de sus características físicas, lo que contribuye a estimular la actividad de los microorganismos autóctonos favoreciendo el proceso de biorremediación. Por otra parte, dado el origen del compost, su aplicación incorpora al suelo microorganismos exógenos con un potencial metabólico muy diverso que pueden también contribuir a la degradación de los compuestos organoclorados (Kästner y Miltner, 2016). El objeto del trabajo es evaluar la biorremediación asistida con compost, a partir de lodos de depuradora y restos de poda, en un suelo procedente de un emplazamiento contaminado con compuestos organoclorados.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental

El suelo utilizado (S-Z1) procede de un emplazamiento situado en Sabiñánigo (Huesca). El análisis inicial mostró concentraciones de compuestos clorados por encima de los límites legislativos (67 mg/kg HCH), siendo mayoritarios los compuestos 1,2,4-TCB y los isómeros α-HCH y β-HCH. Para evaluar su degradación se llevó a cabo un ensayo de incubación en condiciones controladas de temperatura (26ºC) y humedad (60% de la capacidad de campo) durante 60 días. Se utilizó un tratamiento con compost (CP) (10% p/p) a partir de lodos de depuradora y restos de poda (B-CP) para favorecer la biodegradación y se comparó su efecto con un tratamiento de atenuación natural (AN) suministrando agua y aireación al suelo y un tratamiento de bioestimulación aportando nutrientes a partir de un fertilizante NPK (15:15:15) a la dosis de 47 kg N/ha (B-NPK). Las características del suelo y del compost (MAPA, 1994) se muestran en la Tabla 1.

2.2 Metodología

Transcurridos los 60 días de incubación, se llevó a cabo la determinación del 1,2,4-TCB mediante HS-GC/MS según el método UNE-EN ISO 22155:2016 / EPA 8260b. Para la determinación de los isómeros α-HCH y β-HCH se utilizó GC-MS según el método NEN 6980:2006. La actividad biológica del suelo tras los tratamientos se evaluó a través de la medida de las actividades enzimáticas β-galactosidasa (GAL), β-glucosidasa (GLU), ureasa (URE), fosfatasa ácida (FAC), fosfatasa alcalina (FAL) y arilsulfatasa (ARIL), relacionadas con los ciclos del C, N, P y S. Se midieron los sustratos colorimétricos en placas de 96 pocillos aplicando la normativa ISO 20130 (2018). Las distintas muestras de suelo se dividieron en tres submuestras y los análisis de realizaron en tres repeticiones para cada submuestra. Después de los correspondientes tiempos de incubación se midieron las absorbancias en un fotómetro de microplacas. Se realizó un ensayo de germinación para evaluar la potencial pérdida de fitotoxicidad del suelo tras la incubación según la metodología descrita por Zucconi y col. (1985).

2.3. Análisis estadístico

En los distintos parámetros analizados se realizó un análisis de la varianza ($p<0,05$) y se aplicó el test de Duncan para evaluar las diferencias entre los distintos tratamientos.

Tabla 1. Características del suelo (S-Z1) y del compost aplicado (CP)

		E.C	M.O	N	P	Ca	Mg	Na	K	Pb	Cd	Cu	Ni	Zn	Cr
	pH	dS/m	%		mg/kg										
S-Z1	8,2	0,4	1,09	0,09	8	3737	146	30	187	25	0,4	14	20	154	25
CP	6,9	18,2	33,9	3,32	1067	13267	1494	765	1714	35	<LD	111	17	322	44

L.D. límite de detección.

3. Resultados y Discusión

Los resultados de la degradación de los compuestos organoclorados tras el ensayo de incubación se observan en la Figura 1. El proceso de atenuación natural (AN) y la bioestimulación con nutrientes minerales (B-NPK) mostraron similares resultados para la degradación del 1,2,4-TCB (49%) y del β-HCH (40%). La utilización de compost (B-CP) consiguió los mayores valores obteniéndose porcentajes de degradación entre 55-60% para ambos compuestos. En el caso del α-HCH la biodegradación fue baja, observándose incrementos con respecto a la AN cuando se bioestimula el proceso con NPK (B-NPK) o compost (B-CP). El análisis de las actividades

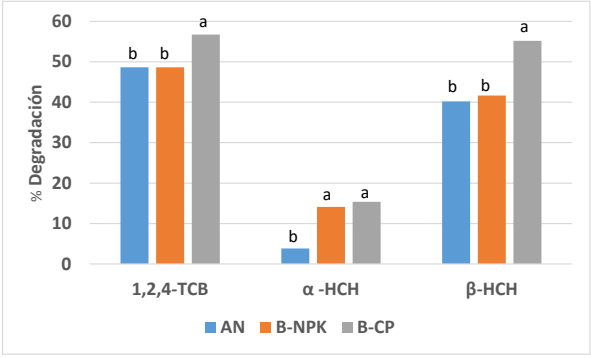


Figura 1. Degradación (%) de los compuestos organoclorados tras el tratamiento.

enzimáticas a los 60 días muestra que la aplicación de compost provocó un aumento de la actividad microbiana afectando a todas las actividades enzimáticas (Figura 2). Con respecto al tratamiento de atenuación natural (AN) se observaron incrementos significativos del orden del 250% en GLU, FAL y ARIL, del 150% en FAC, del 90% en URE y superiores al 700% en GAL en los tratamientos de bioestimulación con compost. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas en los tratamientos de bioestimulación con NPK, a excepción de las actividades FAL y ARIL que mostraron un descenso significativo de la actividad enzimática entorno al 25%.

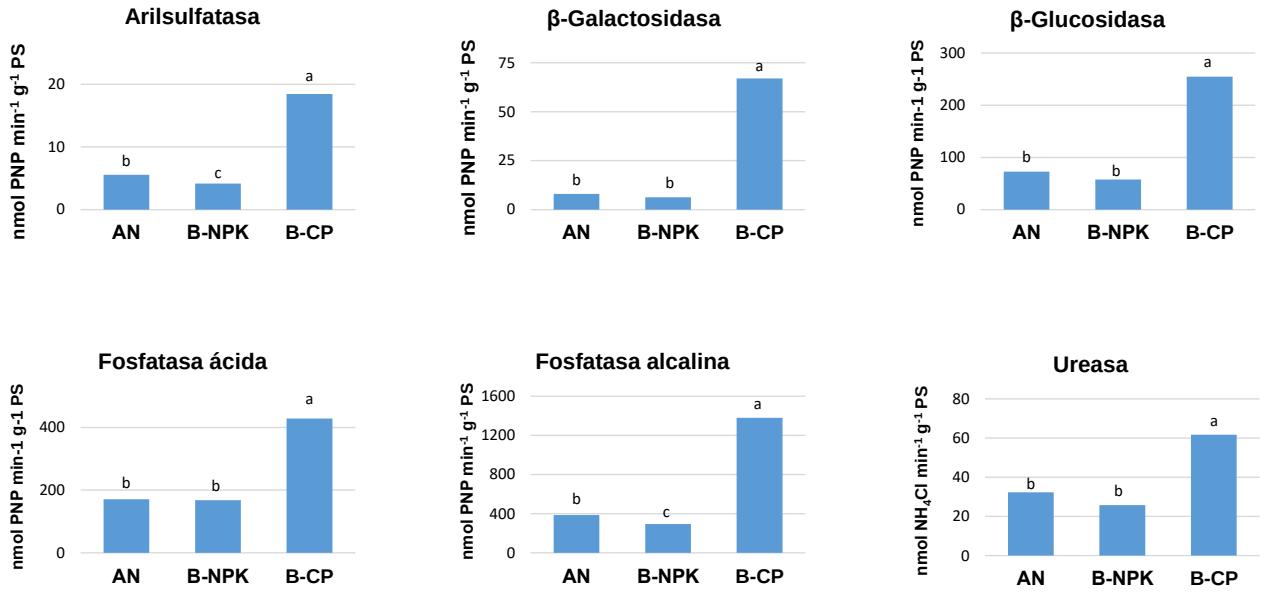


Figura 2. Actividades enzimáticas en el suelo tras los tratamientos.

Estos resultados reflejan que la aplicación de la enmienda orgánica favorece la bioestimulación de la microbiota del suelo debido al efecto de la materia orgánica sobre la actividad de los microorganismos autóctonos. Pero también debe considerarse la incorporación de microrganismos exógenos al suelo procedentes del compost que pueden fomentar la degradación de los isómeros de HCH junto con los microorganismos autóctonos (Kästner y Miltner, 2016). Otra posible causa del incremento de la actividad microbiana estaría relacionada con la disminución de la biodisponibilidad de los contaminantes y su efecto en las poblaciones de microrganismos. Debido a sus características físico-químicas, los isómeros de HCH tienen tendencia a ser adsorbidos a la materia orgánica del suelo, lo que disminuye su biodisponibilidad frente a la degradación reduciendo el estrés para los microorganismos (Kumar y Pannu, 2018).

Los resultados del ensayo de toxicidad (Figura 3) muestran que después de 60 días el tratamiento de atenuación natural (AN) y la bioestimulación con nutrientes (B-NPK) presentan valores del índice de germinación <50%, lo que supone la persistencia de la alta toxicidad de las muestras. La aplicación del compost incrementa el índice de germinación al 67%, mostrando una toxicidad moderada (IG:50-80) según la escala propuesta por Zucconi et al. (1985).

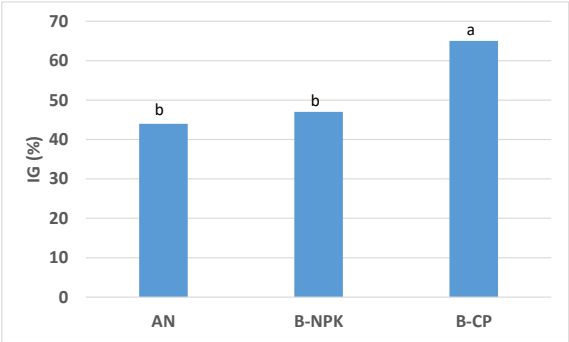


Figura 3. Índice de germinación (IG) en los diferentes tratamientos

4. Conclusiones

Los compuestos organoclorados detectados en el suelo sufren un proceso de degradación en las condiciones ensayadas. La atenuación natural consigue degradaciones alrededor del 45%, no observándose efecto positivo al aportar nutrientes solubles (B-NPK). Sin embargo, la aplicación del compost (B-CP) induce un incremento de la degradación hasta valores en torno al 57% en los 60 días de incubación probablemente debido al doble efecto de bioestimulación por el aporte de nutrientes y materia orgánica y una potencial bioaumentación debido a la incorporación de microorganismos exógenos. La aplicación del compost muestra un efecto positivo en la recuperación de la funcionalidad del suelo observándose incrementos en la actividad biológica del suelo así como disminución de su fitotoxicidad.

5. Bibliografía

Asemoloye M.D., Olowe O.M., Zaffar H., Zaffar., Según J.G., 2017. Organic Compost as Catalyst or Mediator for Speedy and Cost-Effective Bioremediation. SSRN Elect Journal. Online ISSN: 1556-5068

FAO y PNUMA., 2022. Evaluación mundial de la contaminación del suelo. Roma, FAO. https://doi.org/10.4060/cb4827es

ISO-20130., 2018. *Soil quality* – Measurement of enzyme activity patterns in soil samples using colorimetric substrates in micro-well plates. Geneva, Switzerland.

Kästner M., Miltner A., 2016. Application of compost for effective bioremediation of organic contaminants and pollutants in soil. Applied Microbiology and Biotechnology, 100(8), 3433–3449.

Kumar D., Pannu R., 2018. Perspectives of lindane(γ-hexachlorocyclohexane) biodegradation from the environment: a review. *Bioresour. Bioprocess*, 5:29

MAPA, 1994., *Métodos Oficiales de Análisis de suelos*. Ministerio de Agricultura. España

Rigas F., Papadopoulou K., Philippoussis A., Papadopoulou M., Chatzipavlidis J., 2009. Bioremediation of Lindane Contaminated Soil by Pleurotus ostreatus in Non Sterile Conditions Using Multilevel Factorial Design. *Water, Air, and Soil Pollution*, 197(1-4), 121–129.

Usmani Z., Kulp M., Lukk T, 2021. Bioremediation of lindane contaminated soil: Exploring the potential of actinobacterial strains. *Chemosphere*, 278, 130468.

Zucconi F., Forte M., Mónaco A., de Bertoldi M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: J. Gasser (Ed.). *Composting of agricultural and other wastes*. Elsevier London, England.pp73-86

6. Agradecimientos

El trabajo ha sido financiado en el marco del contrato IMIDRA-Emgrisa (2022).

ACOLCHADO Y ENMIENDAS ORGÁNICAS DEL SUELO: EFECTOS SOBRE LA ADSORCIÓN-DESORCIÓN DE HERBICIDAS

Marwa Douibi[1], Akhil Krishtammagari[1], María J. Sánchez Martín[1], M. Sonia Rodríguez Cruz[1], Jesús M. Marín Benito[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España, jesusm.marin@irnasa.csic.es

Resumen: El objetivo de este trabajo fue estudiar la adsorción-desorción de los herbicidas S-metolacloro, foramsulfuron y tiencarbazona-metil sobre: i) restos vegetales (acolchado) de trigo a tres grados de descomposición diferentes desde su deposición en el suelo (M1 (0 días), M2 (1 mes) y M3 (2.5 meses)), y distinto tamaño de partícula (M1 molido a MM1), y ii) dos suelos sin enmendar (S1 y S2) y enmendados con 10% p/p MM1 (S1+MM1 y S2+MM1). Se obtuvieron isotermas de adsorción-desorción mediante la técnica "batch" en equilibrio y se ajustaron al modelo de Freundlich. Se determinaron las constantes de adsorción (Kf) y desorción (Kfd), y se relacionaron con las propiedades de los acolchados y suelos. Los valores de Kf para S-metolacloro (1.3 – 65.8) aumentaron en el orden: S1 < S2 < S1+MM1 < S2+MM1 << MM1 < M1 < M2 < M3 según el aumento del contenido en carbono orgánico (CO) y/o carbono orgánico disuelto (COD) de los adsorbentes. El mismo orden creciente de adsorción se observó para foramsulfuron (Kf: 0 – 34.3) aunque su mayor adsorción tuvo lugar sobre MM1. El herbicida menos hidrofóbico, tiencarbazona-metil, presentó los valores de adsorción más bajos (Kf ≤ 1.10) y aumentaron en el orden: S1 ~ S1+MM1 < S2 < S2+MM1 = M3 < M2 ~ M1 < MM1. Los valores de Kfd variaron entre 3.39 y 65.1 para S-metolacloro, 0 – 26.3 para foramsulfuron y 0 – 135 para tiencarbazona-metil. En general, los valores de Kf y Kfd fueron más altos para los acolchados que para los suelos. El CO de los adsorbentes fue la variable más importante que controló la Kf y Kfd de S-metolacloro, y Kf de tiencarbazona-metil. El COD controló la Kfd de tiencarbazona-metil.

Palabras clave: Restos vegetales, paja, grado de descomposición, pesticida, Freundlich.

1. Introducción

Cubrir la superficie del suelo con restos vegetales (acolchado) y la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo son prácticas agrícolas dirigidas a mejorar la fertilidad del suelo y preservarlo de su degradación. Estas prácticas aumentan el contenido de carbono orgánico sólido (CO) y disuelto (COD) del suelo, pueden modificar sus propiedades físicas, químicas, biológicas e hidrológicas, y consecuentemente la dinámica de los herbicidas en el suelo controlada principalmente por los procesos de adsorción-desorción (Carpio et al., 2022).

El objetivo de este trabajo fue estudiar la adsorción-desorción de 3 herbicidas, S-metolacloro (SMOC), foramsulfuron (FORAM) y tiencarbazona-metil (TIEN), sobre restos vegetales (acolchado) de trigo a diferentes grados de descomposición y tamaño de partícula, y sobre 2 suelos sin enmendar y enmendados con el acolchado más fresco molido. Se evaluó además la influencia de las propiedades de los acolchados y suelos en los procesos de adsorción-desorción.

2. Material y Métodos

2.1 Suelos, acolchados, tratamientos y herbicidas

Las muestras de suelo S1 y S2 con textura franco arenosa utilizadas en el estudio procedían del horizonte superficial (0-10 cm) de la finca experimental Muñovela del IRNASA-CSIC (Salamanca). Las muestras se secaron al aire, homogeneizaron, y tamizaron (< 2mm). Los acolchados o restos vegetales correspondieron a paja de trigo cortada *in situ* en un experimento de campo llevado a cabo con este cultivo en la misma finca de Muñovela, mantenida en la superficie del suelo bajo condiciones climáticas, y tomada a 3 tiempos distintos desde su fecha de corte (M1 (0 días), M2 (1 mes) y M3 (2.5 meses)), y por tanto a 3 estados de descomposición diferentes. Los acolchados fueron posteriormente cortados en laboratorio en

segmentos de 2 cm de largo. Adicionalmente, el acolchado más fresco (M1) se molió (< 1 mm) (MM1) para evaluar también su capacidad adsorbente individual y su valor como enmienda orgánica de los suelos. Los suelos enmendados (S1+MM1 y S2+MM1) se prepararon en laboratorio añadiendo el acolchado molido a una dosis del 10% (peso seco) a cada uno de ellos. Las características fisicoquímicas de los acolchados y de los suelos sin enmendar y enmendados se determinaron siguiendo los métodos descritos por Carpio et al. (2020) (Tabla 1).

Tabla 1. Principales características de los acolchados y de los suelos.

Parámetro	M1	M2	M3	MM1	S1	S1+MM1	S2	S2+MM1
pH	5.38	5.43	6.09	5.95	6.81	5.85	7.67	6.15
CO (%)	44.6	44.1	44.5	41.7	0.69	6.26	1.01	11.4
COD (%)	125	114	66.0	55.8	0.14	5.81	0.14	5.96
N (%)	1.21	1.56	1.53	2.22	0.09	0.13	0.12	0.14
C/N	36.8	28.3	29.1	18.8	7.93	47.2	8.27	79.6

Los herbicidas estudiados (SMOC, FORAM y TIEN) presentan propiedades muy diferentes en cuanto a solubilidad e hidrofobicidad. Su solubilidad en agua es 0.480, 3.293 y 0.436 g L^{-1}, y el log Kow 3.05, -0.78 y -1.98, respectivamente (PPDB, 2022). Los patrones analíticos de los herbicidas (> 98% pureza) fueron suministrados por Sigma Aldrich Química S.A. (Madrid).

2.2 Estudio de adsorción-desorción y análisis de datos

El estudio de adsorción-desorción de los herbicidas por los acolchados y los suelos sin enmendar y enmendados se llevó a cabo mediante la técnica de "batch" en el equilibrio. Las isotermas de adsorción de los herbicidas por los suelos se obtuvieron tratando 5 g de suelo ó 0.1 g de acolchado con 10 mL de soluciones acuosas del herbicida por duplicado, utilizando un rango de concentraciones iniciales (Ci) de herbicida entre 1 y 25 µg mL^{-1}. Las suspensiones se mantuvieron en contacto durante 24 h a 24°C en cámara termostatizada con agitación intermitente. Posteriormente, se centrifugaron (5045 g, 30 min.), y filtraron (< 0.22 µm). Las isotermas de desorción se realizaron a partir de las muestras tratadas inicialmente con los herbicidas a Ci = 25 µg mL^{-1} en el estudio de adsorción. Después de haber alcanzado el equilibrio, 5 mL de la solución fueron reemplazados por 5 mL de agua desionizada, y las muestras se agitaron, centrifugaron y filtraron según el procedimiento anteriormente indicado. El proceso se repitió durante 4 días consecutivos para la obtención de la isoterma de desorción.

La determinación de la concentración de equilibrio de los herbicidas se realizó mediante UPLC-QTOF-MS monitorizando el ion molecular positivo $[M]^+$ 284.14 (SMOC), 391.04 (TIEN) y 453.12 (FORAM). La cantidad de pesticida adsorbida se determinó en ambos casos por diferencia entre la cantidad inicialmente presente en la solución y la obtenida en equilibrio.

Las isotermas de adsorción-desorción se ajustaron a la ecuación de Freundlich y se obtuvieron los parámetros de adsorción Kf (mL g^{-1}) y nf, y de desorción Kfd (mL g^{-1}) y nfd. Se realizó un análisis de regresion lineal simple y múltiple para estudiar la influencia de las propiedades de los acolchados y de los suelos en la adsorción-desorción de los herbicidas. Se utilizó el programa IBM SPSS Statistics v24.

3. Resultados y Discusión

La adsorción de los 3 herbicidas por los acolchados, los suelos sin enmendar y enmendados fue bien descrita por la ecuación de Freundlich con valores de $r^2 \geq 0.91$. La desorción de SMOC a partir de todos los adsorbentes fue también correctamente descrita por la ecuación de Freundlich (r^2=0.88–0.99), siendo peor dicho ajuste para los 2 herbicidas menos hidrofóbicos (r^2=0.61–0.91, FORAM; r^2=0.47–0.93, TIEN). Las constantes de adsorción (Kf y nf) y desorción (Kfd y nfd) de los 3 herbicidas para cada uno de los tratamientos ensayados se incluyen en la Tabla 2.

Tabla 2. Constantes de adsorción (Kf y nf) y desorción (Kfd y nfd) de SMOC, FORAM y TIEN por los acolchados, los suelos sin enmendar y enmendados.

Parámetro	M1	M2	M3	MM1	S1	S1+MM1	S2	S2+MM1
				S-metolacloro				
Kf	45.6	49.7	65.8	43.7	1.34	6.05	2.00	12.9
nf	1.10	1.10	0.84	0.96	0.63	0.59	0.65	0.34
Kfd	55.3	65.1	64.1	60.8	3.39	8.81	3.69	16.2
nfd	1.08	0.93	0.79	0.89	0.36	0.52	0.48	0.26
				Foramsulfuron				
Kf	5.48	6.89	19.4	34.3	0	0.22	0.09	1.19
nf	1.69	1.83	1.52	0.94	-	0.87	1.18	0.94
Kfd	11.0	0	0	26.3	-	-	0.94	5.60
nfd	1.63	-	-	0.84	-	3.22	0.46	0.33
				Tiencarbazona-metil				
Kf	0.86	0.84	0.61	1.10	0.01	0.04	0.40	0.61
nf	1.93	2.00	2.37	2.00	1.89	1.85	1.11	1.09
Kfd	0	0	0	135	1.34	0.19	6.50	7.65
nfd	11.2	14.6	-	0.33	0.53	1.26	0.22	0.12

No se obtuvieron isotermas de adsorción o desorción en los casos marcados como "-"

Las isotermas de adsorción de SMOC y FORAM sobre los diferentes adsorbentes mostraron valores de nf mayores, menores y próximos a 1 indicando la existencia de diferentes mecanismos de adsorción según el adsorbente. Sin embargo, TIEN mostró un mecanismo de adsorción más homogéneo por los diferentes adsorbentes ya que todas sus isotermas de adsorción estuvieron caracterizadas por valores de nf > 1.

Los valores de Kf obtenidos para la adsorción de SMOC por suelos y acolchados oscilaron entre 1.34 y 65.8, correspondiendo los valores de Kf más altos a los acolchados (43.7 – 65.8) y los más bajos a los suelos no enmendados (1.34 – 2.00). Cassigneul y col. (2018) también han observado una adsorción de SMOC significativamente menor en suelo que en el acolchado de diferentes restos vegetales. Los valores de Kf para el herbicida más hidrofóbico, SMOC, aumentaron en el orden: S1 < S2 < S1+MM1< S2+MM1 << MM1 < M1 < M2 < M3 de acuerdo al incremento en el contenido de CO y/o COD de los adsorbentes (Tablas 1 y 2). El CO es el componente del suelo con mayor influencia en la adsorción de SMOC (Marín-Benito y col., 2021). La aplicación de MM1 al suelo incrementó los valores de Kf de SMOC respecto a los suelos sin enmendar entre 4.5 y 6.4 veces. Los valores de Kf de SMOC también incrementaron con el grado de descomposición del acolchado desde 45.6 (M1) a 65.8 (M3) (Cassigneul y col., 2018) de acuerdo con su descenso en COD (M1 > M2 > M3) (Tabla 1), mientras que no se vio un efecto significativo del tamaño de partícula (M1 y MM1) en los valores de Kf. Para FORAM, los valores de Kf variaron entre 0 y 34.3 en un orden muy similar al de SMOC: S1 < S2 < S1+MM1 < S2+MM1 < M1 < M2 < M3 < MM1. La ausencia (Kf = 0) o ligera adsorción (Kf = 0.09) de FORAM en S1 y S2 se vio incrementada entre 13 y 22 veces después de la aplicación de MM1. El efecto del grado de descomposición del acolchado y su tamaño de particular en la adsorción de FORAM fue más acusado que para SMOC incrementándose los valores de Kf hasta 3.5 veces resultado de su descomposición y hasta 6.4 veces cuando M1 se molió a MM1. TIEN fue en general el herbicida que mostró los valores de Kf más bajos (Kf ≤ 1.10) para todos los adsorbentes. Estos resultados están de acuerdo con la más baja hidrofobicidad de TIEN en comparación con los otros 2 herbicidas. La adsorción (Kf) de TIEN aumentó en el orden: S1 ~ S1+MM1 < S2 < S2+ MM1 = M3 < M2 ~ M1 < MM1. Este incremento fue de 1.3 veces cuando M1 se molió a MM1, y entre 1.5 – 4 veces en los suelos enmendados en comparación con los suelos sin enmendar, mientras que se observó un descenso de la adsorción de TIEN al aumentar el grado de descomposición del acolchado.

Los valores Kfd de SMOC variaron entre 3.39 y 65.1 y fueron más altos para los acolchados que para los suelos (sin enmendar y enmendados). Comparado con SMOC, FORAM mostró valores de Kfd más bajos que podrían explicarse por la baja hidrofobicidad y/o alta solubilidad

de este herbicida en contraste con la de SMOC. Estos valores de Kfd oscilaron entre 0 y 26.3, y también fueron más altos para los acolchados que para los suelos, excluyendo M1 y M2 debido a la ausencia de isotermas de desorción en estos 2 tratamientos resultado de una total desorción del herbicida en el primer punto de desorción de la isoterma. TIEN mostró valores de Kfd intermedios (0.19 – 7.65) a los determinados para SMOC y FORAM cuando la desorción de los herbicidas se produjo desde los suelos sin enmendar y enmendados. Para los acolchados, MM1 mostró un valor de Kfd muy elevado (= 135) mientras que para los otros 3 acolchados fue 0, lo que corresponde a una desorción total de la cantidad de herbicida inicialmente adsorbida.

El análisis de regresión mostró para SMOC la existencia de una correlación lineal positiva altamente significativa ($p<0.001$) entre el CO de los adsorbentes y la Kf ($r=0.971$) y Kfd ($r=0.994$), muy significativa ($p<0.01$, $r=0.875$) entre Kfd-COD, y significativa ($p<0.05$, $r=0.830$) entre Kf-COD. Para TIEN, se observó una correlación lineal positiva significativa Kf-CO ($r=0.826$) y Kf-COD ($r=0.711$), y altamente significativa entre estos 2 parámetros y los valores Kfd del herbicida ($r=0.970$, CO; y $r=0.991$, COD). Las constantes de adsorción-desorción de FORAM no presentaron correlación con ninguno de estos 2 parámetros de un modo individual, sin embargo, un efecto conjunto muy significativo ($p=0.0011$) del CO y COD de los adsorbentes explicó el 77.3% de la variabilidad de los valores de Kf de FORAM.

4. Conclusiones

Los resultados pusieron de manifiesto que a pesar de que los valores de Kf de los 3 herbicidas fueron más altos para los acolchados que para los suelos (sin enmendar y enmendados), esta adsorción fue sólo aparente ya que los valores de Kfd también presentaron esta misma tendencia en general y, por tanto, el impacto real fue una menor cantidad de herbicida permaneciendo retenida por los acolchados que por los suelos una vez finalizado el estudio de desorción. El CO y COD de los adsorbentes controló la adsorción y/o desorción de los herbicidas.

5. Bibliografía

Carpio M.J., Rodríguez-Cruz M.S., Sánchez-Martín M.J., Marín-Benito J.M., 2022. Pesticide fate in soils under different agricultural management practices. En: M.S. Rodríguez-Cruz, M.J. Sánchez-Martín (Vol. Eds.) *Pesticides in soils. Ocurrence, fate, control and remediation. The Handbook of Environmental Chemistry*, Vol. 113. Ed. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 251-286.

Carpio M.J., Rodríguez-Cruz M.S., García-Delgado C., Sánchez-Martín M.J., Marín-Benito J.M. 2020. Mobility monitoring of two herbicides in amended soils: A field study for modeling applications. *J. Environ. Manage.* 260, art. 110161.

Cassigneul A., Benoit P., Nobile C., Bergheaud V., Dumeny V., Etiévant V., Maylin A., Justes E., Alletto L., 2018. Behaviour of S-metolachlor and its oxanilic and ethanesulfonic acids metabolites under fresh vs. partially decomposed cover crop mulches: a laboratory study. *Sci. Total Environ.* 631–632, 1515–1524.

Marín-Benito J.M., Herrero-Hernández E., Ordax J.M., Sánchez-Martín M.J., Rodríguez-Cruz M.S., 2021. The role of two organic amendments to modify the environmental fate of S-metolachlor in agricultural soils. *Environ. Res.* 195, art. 110871.

PPDB, 2022. Pesticide Properties Data Base. University of Hertfordshire. http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm. (fecha de consulta: 15/03/2022).

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por MCIU/AEI/FEDER, UE (Proyecto RTI2018-101587-J-I00). Se agradece al proyecto “CLU-2019-05 – Unidad de Excelencia IRNASA-CSIC”, financiado por la JCyL y cofinanciado por la UE (FEDER “Europa impulsa nuestro crecimiento”) y al proyecto “EOM4Soil” financiado por H2020-EJP-SOIL (Grant Agreement N. 862695). Marwa Douibi agradece al Ministerio de Educación Superior del Gobierno de Argelia por su beca predoctoral. Akhil Krishtammagari agradece al Programa Erasmus+ por la beca para la realización de su estancia en el IRNASA-CSIC.

APLICACIÓN DE FUNGICIDAS EN SUELOS DE VIÑEDO: EFECTO DE UNA ENMIENDA ORGÁNICA EN LA DISIPACIÓN DE TEBUCONAZOL Y FLUOPYRAM

Eliseo Herrero Hernández[1], M. Soledad Andrades Rodríguez[2], M. Jesús Sánchez Martín[1], M. Sonia Rodríguez Cruz[1]

1 Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España, msonia.rodriguez@irnasa.csic.es
2 Departamento de Agricultura y Alimentación, Universidad de La Rioja, Madre de Dios 51, 26006 Logroño, España

Resumen: La producción de champiñón en La Rioja genera grandes cantidades de sustrato postcultivo de champiñón (SPCH). El SPCH se aplica en suelos agrícolas dedicados al cultivo de vid con bajo contenido en materia orgánica (MO) para evitar su desertización. Sin embargo, el comportamiento de los fungicidas aplicados en viñedos puede modificarse en los suelos enmendados con SPCH. El objetivo de este estudio es evaluar el efecto de la aplicación de SPCH o de este residuo recompostado con ofita (SPCH+OF) en suelos de viñedo sobre la disipación de los fungicidas fluopyram y tebuconazol en un experimento de campo. Se diseñaron parcelas de 30 m^2 en dos suelos de viñedo de la Rioja Oriental con diferentes características, franco limoso y franco arenoso, respectivamente, y con bajo contenido de materia orgánica (< 1%). Los residuos orgánicos SPCH y SPCH+OF se aplicaron a las dosis de 25 y 100 t/ha. La formulación comercial conjunta de los fungicidas (Luna® Experience 20%) se aplicó a la dosis recomendada (0.38 L/ha). El análisis de las cantidades residuales de los fungicidas indicó que la curva de disipación de ambos compuestos se ajustó a un modelo cinético bifásico, con una velocidad de disipación muy rápida al principio, seguida de una disipación prolongada más lenta durante la segunda fase. Los valores de vida media (DT_{50}) de disipación oscilaron entre 2.3 y 17.8 días para tebuconazol y entre 4.7 y 26.3 días para fluopyram en los suelos con los diferentes tratamientos, aumentando en algunos casos para tebuconazol y fluopyram en los suelos enmendados con SPCH y SPCH+OF.

Palabras clave: Sustrato postcultivo de champiñón, ofita, suelo agrícola, pesticida, persistencia.

1. Introducción

En La Rioja se produce el 60% de champiñón (*Agaricus bisporus*) de España, siendo la segunda actividad económica, después de la producción de vino, en la región. Por cada tonelada de champiñón se generan hasta 3.5 toneladas de sustrato postcultvo de champiñón (SPCH), equivalente a 250000 toneladas cada año de este residuo (www.ctich.com). El SPCH está compuesto por una mezcla de paja de cereales, gallinaza y urea. Este residuo se aplica en agricultura como fertilizante y/o enmienda orgánica ya que tiene un alto contenido en carbono orgánico (CO) y nutrientes, para mejorar la estructura y calidad del suelo y aumentar la retención de agua en el subsuelo. El SPCH puede ser mezclado con polvo de ofita (roca volcánica tipo basalto) para aportar minerales al suelo, como hierro, calcio y magnesio (www.sustratosdelarioja.com).

Los suelos de viñedo de la Rioja se caracterizan por un bajo contenido en MO y problemas de desertización. La aplicación de SPCH en estos suelos es una práctica agrícola que pretende incrementar la MO del suelo, disminuir la erosión, mejorar el balance de huella de carbono, reducir el uso de otros fertilizantes químicos, mejorar el equilibrio nutricional del viñedo y lograr una mayor resistencia a las enfermedades (http://vitireg.org/).

Sin embargo, el SPCH aplicado al suelo como enmienda puede modificar el comportamiento de los pesticidas que se aplican en suelos de viñedo. En este sentido anteriormente se ha estudiado la degradación de diferentes fungicidas en suelos de viñedo enmendados con SPCH con diferente composición (Marín-Benito et al. 2012) o añadido a diferentes dosis (Álvarez-Martín et al., 2016). También se han llevado a cabo estudios de disipación y persistencia de fungicidas en suelos de viñedo enmendados con SPCH a diferente dosis en condiciones de

campo (Herrero-Hernández et al., 2011, 2015). Estos estudios pusieron de manifiesto que tanto el tipo de SPCH como la dosis aplicada tienen influencia sobre la degradación/disipación de los fungicidas aplicados en suelos de viñedo.

El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de SPCH o de este residuo recompostado con ofita (SPCH+OF) aplicados en suelos de viñedo sobre la disipación de los fungicidas tebuconazol y fluopyram aplicados en una formulación conjunta en parcelas experimentales situadas en la Rioja Baja.

2. Material y Métodos

2.1 Fungicidas

Los fungicidas tebuconazol y fluopyram se aplicaron de manera conjunta con la formulación comercial Luna® Experience (20% tebuconazol y 20% fluopyram p/v, Bayer CropScience S.L., Paterna, Valencia). Esta formulación se aplica de manera foliar para controlar el oídio en el cultivo de la vid. El tebuconazol es un triazol caracterizado por una baja solubilidad en agua (36 mg L^{-1}, 20ºC, pH 7.2), alta hidrofobicidad (log K_{ow}= 3.7) y moderado potencial de lixiviación (índice GUS= 1.86). El fluopyram es una piridinil etilbenzimida con baja solubilidad en agua (16 mg L^{-1}, 20ºC, pH 7), alta hidrofobicidad (log K_{ow}= 3.3) y alta capacidad de lixiviación (índice GUS= 3.23) (PPDB, 2020).

2.2 Sustrato postcultivo de champiñón (SPCH) y suelos

El residuo orgánico utilizado como enmienda del suelo fue el compost de sustrato postcultivo de champiñon (SPCH). El SPCH procedente del residuo generado tras el ciclo productivo del cultivo de *Agaricus bisporus*, fue recompostado mediante un proceso aeróbico de tres meses. El SPCH tiene las siguientes características (% sobre materia seca): pH 7.4, CO 28.4%, N total 2.14% y C/N 15. Además, se utilizó polvo mineral de ofita (OF), roca volcánica con alto contenido en magnesiotaranita y feldespatos de sodio, calcio y potasio, para mineralizar el suelo. La ofita fue mezclada con el SPCH y se dejó madurar durante un mes. Tanto el SPCH como el SPCH+OF fueron suministrados por Sustratos de La Rioja S.L. (Pradejón, La Rioja).

Los suelos sobre los que se llevó a cabo el experimento tienen distinta textura, siendo el suelo 1 (S1) franco limoso (27.8% arena, 55.3% limo y 16.9% arcilla) y el suelo 2 (S2) franco arenoso (56.7% arena, 27.0% limo, 16.2% arcilla). El contenido en CO de los suelos sin enmendar y enmendados al inicio del experimento se recoge en la Tabla 1.

Tabla 1. Carbono orgánico (%) de los suelos sin enmendar y enmendados con SPCH o SPCH+OF.

Suelo	S	S+SPCH25	S+SPCH100	S+SPCH+OF25	S+SPCH+OF100
Suelo 1	0.97	1.76	3.13	2.58	5.43
Suelo 2	0.89	2.53	2.58	1.27	3.94

2.3 Diseño experimental, muestreo y análisis de fungicidas

Se diseñaron parcelas experimentales de 30 m^2 en dos suelos de viñedo (S1 y S2) de la Rioja Baja en las que se aplicaron 5 tratamientos diferentes: suelo sin enmienda, suelo enmendado con SPCH a las dosis de 25 y 100 t/ha (S+SPCH25, S+SPCH100) y suelo enmendado con SPCH+OF a las dosis de 25 y 100 t/ha (S+SPCH+OF25, S+SPCH+OF100). La formulación comercial Luna® Experience se aplicó a la dosis de 0.38 L/ha el 5 de marzo de 2019. Los datos climáticos se recogieron en la estación agroclimática más cercana a las parcelas experimentales durante todo el experimento.

Se tomaron muestras superficiales de suelo (0-15 cm) periódicamente durante 9 meses, a 0, 2, 6, 14, 20, 30, 45, 60, 103, 133, 215, y 258 días después de la aplicación de los fungicidas. Se tomaron cinco sub-muestras de suelo que fueron mezcladas y tamizadas (< 2 mm). Los fungicidas fueron extraídos de cada una de las muestras con metanol y se cuantificaron las

concentraciones en los extractos de suelo mediante HPLC-MS (Waters Assoc. Milford MA, USA). La detección se llevó a cabo en modo ESI(+) monitorizando los iones (m/z) 308 (tebuconazol) y 397 (fluopyram). Las cantidades de fungicidas remanentes en el suelo se determinaron a cada tiempo de muestreo.

2.4 Modelización y análisis estadístico de los datos experimentales

Las curvas de disipación se ajustaron a los modelos cinéticos de primer orden (SFO), primer orden multicompartimental (FOMC) y doble primer orden en paralelo (DFOP) y se determinaron los parámetros cinéticos, tiempo de disipación del 50% (DT_{50}) y 90% (DT_{90}) de los fungicidas, en los suelos sin enmendar y enmendados utilizando el modelo cinético que mejor se ajustó a los datos de disipación utilizando la hoja Excel con la herramienta Solver (FOCUS, 2006).

3. Resultados y Discusión

Las curvas de disipación de tebuconazol y fluopyram tuvieron un comportamiento bifásico, con una velocidad de disipación muy rápida al principio, seguida de una disipación prolongada más lenta durante la segunda fase, y se ajustaron mejor al modelo FOMC. Los valores de DT_{50} y DT_{90}, así como los parámetros chi-cuadrado χ^2 y coeficiente de determinación r^2, que indican la bondad del ajuste de los datos experimentales al modelo FOMC, se incluyen en la Tabla 2. En general, los valores de DT_{50} fueron superiores para el fluopyram que para el tebuconazol para todos los tratamientos de los suelos, indicando que la velocidad de disipación de fluopyram fue más lenta que la de tebuconazol.

Tabla 2. Parámetros de disipación (DT_{50} y DT_{90}) de tebuconazol y fluopyram en los suelos sin enmendar y enmendados con SPCH o SPCH+OF y parámetros de bondad de ajuste al modelo cinético FOMC.

	Tebuconazol				Fluopyram			
Suelo	DT_{50} (días)	DT_{90} (días)	χ^2	r^2	DT_{50} (días)	DT_{90} (días)	χ^2	r^2
S1	4.1	214.3	15.1	0.981	4.9	408.5	13.0	0.984
S1+SPCH25	4.7	153.2	16.0	0.979	5.2	677.2	13.0	0.982
S1+SPCH100	2.6	339.7	16.3	0.975	13.1	617.8	13.3	0.970
S1+SPCH+OF25	17.8	86.7	12.5	0.986	17.9	170.7	10.9	0.987
S1+SPCH+OF100	2.9	117.7	13.4	0.989	26.3	176.5	15.2	0.971
S2	2.5	30.6	3.8	0.999	5.7	42.9	5.6	0.998
S2+SPCH25	2.3	43.3	4.6	0.999	4.7	46.0	3.0	1.000
S2+SPCH100	2.8	48.2	7.5	0.997	4.8	48.4	13.4	0.991
S2+SPCH+OF25	2.4	38.1	6.9	0.998	4.9	47.9	7.7	0.997
S2+SPCH1+OF100	2.6	47.6	5.8	0.998	5.0	44.1	9.0	0.996

Para tebuconazol, los valores de DT_{50} fueron similares o disminuyeron ligeramente en los suelos enmendados con respecto a los suelos sin enmendar, excepto para el S1+SPCH+OF25 donde DT_{50} fue cuatro veces mayor que en S1. El mayor contenido en CO en los suelos enmendados (Tabla 1) no tuvo el mismo efecto sobre la velocidad de disipación de tebuconazol (Tabla 2). Los valores de DT_{50} de tebuconazol en un estudio anterior donde se determinó su disipación en un suelo franco arenoso de viñedo enmendado con SPCH 40 y 100 t/ha fueron ligeramente mayores que los calculados en este estudio (Herrero-Hernández et al., 2011).

La velocidad de disipación de fluopyram en el S1+SPCH100, S1+SPCH+OF25 y S1+SPCH+OF100 fue más lenta que en S1, y presentaron valores de DT_{50} hasta cinco veces superiores que en S1. Fluopyram es un fungicida menos soluble que podría tener una mayor retención en los suelos con mayor contenido en CO, disminuyendo así su disponibilidad y su velocidad de disipación. En estudios en campo, fluopyram ha mostrado desde una persistencia moderada a muy alta (DT_{50} = 21-347 días), en función de las características del suelo (EFSA, 2013). En el S1 enmendado con SPCH+OF, los valores de DT_{50} de ambos fungicidas fueron

mayores que los del S1 enmendado solo con SPCH, debido probablemente al mayor contenido en CO del suelo enmendado con SPCH+OF.

En general, la disipación de los dos fungicidas en el S2 con todos los tratamientos del suelo fue más rápida que en el S1. Esto se puso de manifiesto sobre todo por los valores de DT_{90} inferiores en el S2 con respecto al S1. Este resultado podría estar relacionado con el menor contenido en CO del S2 y la textura franco arenosa, que daría lugar a una menor retención y una mayor degradación y/o movilidad de los fungicidas. Durante la primera fase de la disipación los valores de DT_{50} de tebuconazol y fluopyram en el S2 enmendado con SPCH o SPCH+OF fueron similares que el de S2, mientras que durante la segunda fase los valores de DT_{90} fueron mayores que el de S2. Esta desaceleración de la disipación durante la segunda fase podría ser debida al mayor contenido en CO de los suelos enmendados con SPCH o SPCH+OF (Tabla 1) que podría facilitar la formación de residuos enlazados menos disponibles para su disipación.

Durante los 60 días siguientes a la aplicación de los fungicidas (primera fase de la curva de disipación) se registró una precipitación acumulada de 76 mm y una temperatura media en el suelo de 12.1ºC que podrían haber contribuido al aumento de la velocidad de disipación de los compuestos debido a su degradación y movilidad en el perfil del suelo.

4. Conclusiones

Las características de los fungicidas, de los suelos y de las enmiendas determinó la velocidad de disipación de tebuconazol y fluopyram en suelos de viñedo sin enmendar y enmendados con SPCH o SPCH+OF. El contenido en CO de los suelos fue un factor clave que controló la persistencia de los fungicidas en los suelos enmendados con SPCH. Este estudio se completará con la determinación de los parámetros de adsorción de los fungicidas por los suelos y las características de los suelos (contenido de carbono orgánico disuelto y ácidos húmicos y fúlvicos) a lo largo del tiempo, que permitirán explicar el comportamiento de los fungicidas.

5. Bibliografía

Álvarez-Martín A., Sánchez-Martín M.J., Pose-Juan E., Rodríguez-Cruz M.S., 2016. Effect of different rates of spent mushroom substrate on the dissipation and bioavailability of cymoxanil and tebuconazole in an agricultural soil. *Sci. Total Environ.* 550, 495–503.

EFSA (European Food Safety Authority), 2013. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance fluopyram. *EFSA Journal* 11, 3052 (76 pp).

FOCUS (FOrum for Co-ordination of pesticide fate models and their Use). 2006. Guidance Document on estimating persistence and degradation kinetics from environmental fate studies on pesticides in EU registration. Report of the FOCUS work group on degradation kinetics. EC Documents Reference Sanco/10058/2005 version 2.0 (434 pp).

Herrero-Hernández E., Andrades M.S., Marín-Benito J.M., Sánchez-Martín M.J., Rodríguez-Cruz M.S., 2011. Field-scale dissipation of tebuconazole in a vineyard soil amended with spent mushroom substrate and its potential environmental impact. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 74, 1480–1488.

Herrero-Hernández E., Marín-Benito J.M., Andrades M.S., Sánchez-Martín M.J., Rodríguez-Cruz M.S., 2015. Field versus laboratory experiments to evaluate the fate of azoxystrobin in an amended vineyard soil. *J. Environ. Manag.* 163, 78–86.

Marín-Benito J.M., Andrades M.S., Sánchez-Martín M.J., Rodríguez-Cruz M.S., 2012. Dissipation of fungicides in a vineyard soil amended with different spent mushroom substrates. *J. Agric. Food Chem.* 60, 6936–6945.

PPDB, 2020. Pesticide Properties Database. UK: University of Hertfordshire, http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm (fecha de consulta: 15/04/ 2020).

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido cofinanciado por el FEADER, la Consejería de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente de La Rioja y el MAPAMA (proyecto 25P/18-VITIREG). E. Herrero-Hernández agradece a la Universidad de La Rioja por su contrato postdoctoral. Agradecemos a Vidar Soluciones Agroambientales S.L., Sustratos de La Rioja S.L., y Bodega Cooperativa Nuestra Señora de Vico por su ayuda técnica.

REGENERACIÓN DEL CLIMA Y DE AGROSISTEMAS MEDITERRÁNEOS MEDIANTE APLICACIÓNES REPETIDAS DE COMPOST DE BIORRESIDUOS

Irigoien I[1,2], Arizmendiarrieta J S[1,2,3], Muro J[2], Oreja A[2], Lasa B[2], Ayape E[4], Cia J[4], Ruiz A[2], Plana R[1,5]

[1] Fertile Auro (FeA) fearesiduos@gmail.com
[2] Universidad Pública Navarra. Natxo.irigoien@unavarra.es
[3] Luar Ingurumena
[4] Josenea Bio jesus.cia@josenea.com
[5] Consultoría Ambiental en Gestión de Residuos – www.maestrocompostador.es

Resumen: La protección del clima y de los ecosistemas terrestres son dos de los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible promovidos por la ONU. Los compost maduros contienen carbono orgánico (CO) humificado que en algún momento fue captado de la atmósfera por medio de la fotosíntesis, por lo que su incorporación al suelo estaría transfiriendo C-CO_2 de la atmósfera al suelo. Por otro lado, aumentar el contenido en CO de un suelo permite fortalecer su estructura y enriquecer su fertilidad y biodiversidad. Este extremo es especialmente transcendental en suelos mediterráneos muy vulnerables a la erosión y desertificación. La aplicación repetida, año tras año, de compost de calidad agronómica procedente del compostaje de biorresiduos separados en origen, es una práctica que se va extendiendo en la medida en que las distintas administraciones avanzan en el cumplimiento de los objetivos, que, en gestión de residuos municipales, dictaminan las instituciones europeas. Desgraciadamente, apenas existe información científica sobre el efecto en agrosistemas mediterráneos de la aplicación repetida de compost de biorresiduos a largo plazo en las propiedades del suelo, en los cultivos o en el clima. En este trabajo, se presenta un nuevo experimento de campo a largo plazo instalado en una plantación de nogales en una zona de clima mediterráneo húmedo en Lumbier (Navarra). Con este ensayo se pretende, durante los próximos diez años, poder evaluar científicamente el efecto en el agrosistema de la aplicación repetida de dos dosis de compost de biorresiduos, así como sus implicaciones en la mitigación del cambio climático.

Palabras clave: Mitigación cambio climático, Compost biorresiduos, Gases Efecto Invernadero, Erosión, Fertilización Orgánica.

1. Introducción

La protección del clima y de los ecosistemas terrestres son dos de los 17 objetivos de Desarrollo Sostenible promovidos por la ONU (ONU 2015). Los compost maduros contienen CO humificado que en algún momento fue captado de la atmósfera por medio de la fotosíntesis, por lo que su incorporación al suelo estaría transfiriendo C-CO_2 de la atmósfera al suelo (Calleja-Cervantes et al. 2015). Por otro lado, aumentar el contenido en CO de un suelo permite fortalecer su estructura y enriquecer su fertilidad, biodiversidad y resiliencia (Labrador 2012). Este extremo es especialmente transcendental en suelos mediterráneos muy vulnerables a la erosión y desertificación (Raclot et al. 2018). La aplicación repetida, año tras año, de compost de calidad agronómica procedentes del compostaje de biorresiduos separados en origen, es una práctica que se va extendiendo en la medida en que las distintas administraciones avanzan en el cumplimiento de los objetivos que, en gestión de residuos municipales, dictaminan las instituciones europeas (European Council 2018). Desgraciadamente, apenas existe información científica sobre el efecto en agrosistemas mediterráneos de la aplicación repetida de compost de biorresiduos a largo plazo en las propiedades del suelo, en los cultivos o en el clima.

El objetivo de este trabajo es presentar la puesta en marcha de un nuevo ensayo experimental en el que se quiere evaluar el efecto a largo plazo en suelo, clima y cultivo, de la aplicación repetida año tras año de dos dosis de compost en una parcela con nogales en clima mediterráneo húmedo en Navarra.

2. Material y Métodos

2.1. Diseño del experimento

La parcela del ensayo se encuentra en la finca Bordablanca de la empresa Josenea Bio S.L.U. en Lumbier (Navarra). Josenea Bio es una empresa de integración social que destina esta finca al cultivo de plantas medicinales en cultivo ecológico. El ensayo se ubica en la parcela rústica 524 del municipio de Lumbier, (42°39'20,96''N y 1°19'10,99''W Altura 456 m) dedicada al cultivo de nogales a marco 6*6 m (Figura 1). El diseño del ensayo fue en bloques al azar con 4 repeticiones. En él, se ensayaron tres tratamientos que se aplicarán repetidamente todos los años: dos dosis de compost, T1 (4,16 Mg ha^{-1}) y T2 (8,3 Mg ha^{-1}), y un testigo no abonado T0. Se definieron parcelas elementales de 144 m^2 (12 × 12 m) con un árbol central (Figura 1). Se decidió reubicar las parcelas (T1 III, T2 IV y T0 I) por el mal estado que presentaban los árboles tras la brotadura.

Figura 1. Vista general de la parcela y diseño del ensayo

2.2. Suelo y clima

La parcela se sitúa en una terraza baja del río Irati con suave relieve y pendiente de un 5%. Para el estudio del suelo, con una excavadora se abrió una calicata de dos metros de profundidad. El suelo se clasifica como Fluventic Haploxerept, Franca fina, Mixta, Profunda y su fertilidad es media. El suelo es homogéneo, profundo, bien estructurado y sin pedregosidad. Se identificaron 4 horizontes. (0-13 cm, 13-40 cm, 40-80 cm, 80-155 cm) que se analizaron en un laboratorio de suelos (Agrolab). El contenido en materia orgánica desciende con la profundidad (2,75%-1,07%-0,43%-0,56%), Todos los perfiles mostraron un elevado contenido en carbonatos (30%-40%) y un pH alcalino (8-8,5).

Figura 2. Vista general de la calicata y detalle del perfil de la calicata para el estudio del suelo.

En cuanto al clima, según datos de la estación meteorológica de Artieda (Navarra) distante 7 km, el clima es Mediterráneo templado (húmedo) AvMME según la clasificación agroclimática de Papadakis con temperatura media anual 12,6 ºC y precipitación 740 mm con dos meses secos (Meteonavarra 2020; http://meteo.navarra.es/).

2.3. Abono orgánico

El abono utilizado fue compost de biorresiduos con restos de poda a proporción peso 1:1. El compost se produce en la propia instalación de Josenea y los biorresiduos provienen de la recogida selectiva a grandes generadores (restaurantes, comercios, residencias, etc.) de la zona. El compost fue muestreado y analizado en un laboratorio de suelos. El 24 de abril de 2019 se realizó la aplicación manual de forma homogénea sobre la superficie total de cada parcela elemental a la dosis correspondiente a cada tratamiento. Los abonos se dejaron en superficie.

2.4. Cultivos y su manejo

La parcela se destina al cultivo de nogales (*Juglans regia*) de 4 años dispuestos en un marco de 6 × 6 (Figura 1). A los 90 días de la aplicación se realizó un primer control de crecimiento determinando el diámetro del cuello del árbol, a 40 y 80 cm sobre el suelo con una regla topográfica y un calibre digital. Los árboles en formación fueron podados para eliminar rebrotes.

Las calles de la parcela se mantienen permanentemente enyerbadas con una pradera polífita naturalizada de secano que se agosta en verano. En mayo se realizó una caracterización de la composición florística de la parcela determinando las especies presentes mediante cuadrantes de 1 m^2. La pradera fue segada en julio y los restos vegetales depositados en superficie. No se realizó ningún riego, ni tratamiento fitosanitario, ni tampoco aprovechamiento de la pradera.

3. Resultados y Discusión

Se ha puesto en marcha un ensayo de fertilización a largo plazo cuya continuidad en el tiempo está garantizada por un convenio firmado entre Josenea Bio y la UPNA para mantener y hacer el seguimiento del ensayo durante, al menos, los próximos 10 años.

A continuación, se presentan los resultados del compost utilizado el primer año, y a su vez, se presentan los primeros resultados de los parámetros de cultivo de la primera campaña tras la aplicación de los tratamientos (Tabla 1).

Tabla 1. Composición del compost aplicado en la primera campaña.

Parámetro	Metodología	Compost	Dosis T1(kg ha^{-1})	Dosis T2 (kg ha^{-1})
Materia Seca	Secado 105ºC (%spn)	43,0	1.792	3.583
pH 1:25 (p/v)	pHmetro	8,5		
CE 1:5 (v/v)	Conduc. 25ºC (dS m^{-1})	1,3		
Madurez	Rottegrade/Solvita	V/7		
MO Total	Calcin. 550ºC (%sms)	43,9	787	1.573
N total	Digesti. Ácida (%sms)	2,0	36	72
$N\text{-}NH_4$	Arrastre vapor (%sms)	0,2	4	7
N-orgánico	Cálculo (%sms)	1,9	34	68
Rel. C/N	Cálculo (%sms)	14		
P_2O_5 Total	Espec.UV-VIS (%sms)	1,3	23	47
K_2O Total	Fot. LlamaE.A (%sms)	1,3	23	47
CaO Total	Fot. LlamaA.A (%sms)	13,1	235	469
MgO Total	Fot. LlamaA.A (%sms)	0,7	13	25
SO_3 Total	Espec.UV-VIS (%sms)	0,9	16	32
Fe Total	Fot.LamaAA (mg kg^{-1})	9.560	17	34
Cd Total	Fot.LamaAA (mg kg^{-1})	0,05	0,00	0,00
Cu Total	Fot.LamaAA (mg kg^{-1})	49,7	0,09	0,18
Ni Total	Fot.LamaAA (mg kg^{-1})	10,4	0,02	0,04
Pb Total	Fot.LamaAA (mg kg^{-1})	22,6	0,04	0,08
Zn Total	Fot.LamaAA (mg kg^{-1})	135,5	0,24	0,49
Hg Total	Fot.LamaAA (mg kg^{-1})	0,35	0,00	0,00
Cr Total	Fot.LamaAA (mg kg^{-1})	12,7	0,02	0,05

3.1. Compost y aportación de nutrientes durante la primera campaña.

El abono obtenido en planta es un compost muy maduro con una riqueza del 44 % de materia orgánica (MO). Su salinidad es baja y su relación C/N de 14 es adecuada. Su riqueza NPK se corresponde con un abono 0,9-0,6-0,6 en base fresca. Destaca su elevado contenido en hierro y su bajo contenido en metales pesados (Clase A según Real Decreto 506/2013). Por todo ello, este compost tiene un gran potencial como mejorador de las propiedades del suelo a largo plazo. La aplicación de estos abonos a las dosis ensayadas supone la aplicación como máximo de 72 kg de N ha^{-1}, 47 de P_2O_5, 47 de K_2O y 25 de MgO. Esta dosis es muy inferior a la máxima permitida por la normativa de nitratos de 250 kg de N ha^{-1}. Para nogales en plena producción se recomienda la aplicación de 100-80-100 de N-P_2O_5-K_2O y la mitad en árboles de 5 años (Nuez y Llácer 2001). Por ello, la dosis más elevada aplicada se ajusta a las necesidades de nogales de esa edad. A priori, incluso se podrían aplicar dosis claramente superiores a las ensayadas.

3.2 Primeros resultados de desarrollo de cultivo

Los parámetros de cultivo realizados en esta primera campaña indican que los efectos de los distintos tratamientos todavía no han afectado significativamente a los cultivos, no habiendo diferencias significativas entre los tratamientos. En cuanto a la composición florística, destacar que tampoco se apreciaron diferencias significativas entre las parcelas elementales. El análisis de la composición florística muestra que las especies más abundantes son de la familia de las gramíneas (*Lolium, Poa, Bromus*), leguminosas (*Trifolium, Vicia*) y brassicaceas (*Sinapis*).

Tabla 2. Diámetro de troncos ± desviación estándar (SD) a distintas alturas durante la primera campaña.

Tratamiento	Diám. 40 cm (mm)	*SD*	Diám. 80 cm (mm)	*SD*
T0	35,9	6,30	29,9	4,52
T1	40,7	8,80	37,0	6,27
T2	38,5	6,16	34,0	1,63

4. Conclusiones

El ensayo puesto en marcha va a posibilitar evaluar a largo plazo los efectos de la aplicación de compost de biorresiduos en el suelo, en un cultivo y en la mitigación del cambio climático.

En los futuros controles a realizar se podrán estudiar índices de crecimiento de los árboles y de la pradera, realizar controles de biodiversidad del suelo (flora, fauna y microbiología), evolución de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y por último determinar el flujo anual de Gases con Efecto Invernadero (GEI).

5. Bibliografía

Calleja-Cervantes, M.E. y col., 2015. Thirteen years of continued application of composted organic wastes in a vineyard modify soil quality characteristics. *Soil Biol. Biochem.* 90, 241–54.

European Council, 2018. Directive (EU) 2018/851 amending Directive 2008/98/EC on waste. *Off. J. Eur. Union* L150, 109–40.

Labrador, J., 2012. Advances in the knowledge of the dynamics of the organic matter within a agro-ecological context. *Agroecología* 7, 91–108.

Nuez, F.I., Llácer, G., 2001. *Horticultura Española.* SECH. Barcelona.

ONU, 2015. *Objetivos de Desarrollo Sostenible*. https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/ (fecha de consulta: dd/mm/2022).

Raclot, D., Le Bissonnais, Y., Annabi, M., Sabir, M., Smetanova, A., 2018. Main issues for preserving Mediterranean soil resources from water erosion under global change. *Land Degrad. Dev.* 29, 789–99.

6. Agradecimientos

Agradecemos la colaboración del laboratorio de edafología de la UPNA en el análisis e interpretación de la calicata. Este trabajo ha sido financiado por MINECO/FEDER (proyectos AGL2015-64582 C3 y RTI2018-094623-B-C22).

EFECTO DE LA APLICACIÓN DE TÉ DE COMPOST DE RESÍDUOS DE JARDINERÍA (CON Y SIN ENRIQUECIMIENTO MICROBIANO) EN EL CULTIVO DE PATATA

Rodrigo Pérez-Sánchez*, María Remedios Morales-Corts, María Ángeles Gómez Sánchez, María Belén Suárez-Fernández, Ana Isabel González-Hernández, Jaime Alonso-Herrero

Área de Producción Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales, Universidad de Salamanca. Avda. Filiberto Villalobos, 119. 37007 Salamanca. Email: *rodrigopere@usal.es*

Resumen: Los tés de compost son soluciones orgánicas obtenidas mediante fermentación de compost en fase líquida, con o sin aireación, durante unos días. Estos tés presentan un valor como potenciadores del crecimiento y mejora de la calidad y la sanidad de los cultivos. En este estudio se planteó su utilización en las plantaciones de patata de la provincia de Salamanca. El té se obtuvo a partir de compost de residuos de jardinería procedentes de Viveros "El Arca". Se empleó para el enriquecimiento una cepa aislada previamente del hongo *Trichoderma harzianum*. Los ensayos de campo se llevaron a cabo en 2018, con el cultivar de industria de patata para frito "Hermes", aplicando dosis de té de compost de 130 ml m^{-2}. Se evaluaron los siguientes parámetros agronómicos: fecha de brotación, altura de la planta, número de tallos, contenido en clorofila, número de tubérculos por planta, calibre, peso medio de tubérculo y rendimiento. Los resultados obtenidos muestran que la aplicación de té de compost de residuos de jardinería tiene un claro efecto sobre el adelanto de la brotación de las patatas. También se observa un incremento en los rendimientos (15-23%) sobre el control. Sin embargo, no hay grandes diferencias entre la aplicación de los tés de compost enriquecidos con *Trichoderma harzianum* o sin enriquecer. Estos resultados ponen de manifiesto que el uso de té de compost de residuos de jardinería puede ser de gran interés para la agricultura orgánica y sostenible.

Palabras clave: *Solanum tuberosum*, fertilizante orgánico, *Trichoderma harzianum*

1. Introducción

La patata (*Solanum tuberosum* L.) es el cuarto cultivo más importante a nivel mundial y constituye un alimento básico en la dieta de millones de personas. La superficie mundial es de 175 millones de hectáreas y la producción ronda los 368 millones de toneladas (Faostat, 2018). En España, Castilla y León es la principal potencia productora de patata del país. La tendencia actual hacia una agricultura más sostenible y la limitación del uso de productos fertilizantes y fitosanitarios convencionales, origina la necesidad de buscar nuevas formas para mejorar la productividad y controlar las plagas y enfermedades que afectan al cultivo. En este contexto, una de las alternativas posibles es la utilización de tés de compost obtenidos por fermentación de compost en fase líquida. En general, los extractos se preparan mezclando compost maduro con agua en proporciones de 1:5 a 1:10 (v / v) (Al-Dahmani y col., 2003). El té de compost, por sus características, puede aportar al cultivo materia orgánica, nutrientes solubles y biomasa microbiana.

Existen referencias sobre el efecto promotor del crecimiento vegetal en la producción de cultivos. Reeve y col. (2010), Ros y col. (2020) y Gómez-Sánchez y col. (2018) indican que el potencial del té de compost para suplementar o sustituir otros tipos de fertilizantes parece prometedor. Además, también se ha constatado, que presentan capacidad para suprimir una gran variedad de patógenos (Martín, 2014; Gómez-Sánchez y col., 2017; 2018; Morales-Corts y col., 2018). Algunos trabajos también apoyan el enriquecimiento de estos tés con microorganismos autóctonos o alóctonos utilizados como agentes de control biológico (Siddiqui y col., 2008; Bahramisharif y Rose, 2019). Todos estos estudios apoyan el uso de tés de compost de residuos vegetales como posibles alternativas a la aplicación de fungicidas sintéticos.

En este contexto, el objetivo de este trabajo fue analizar los efectos de la aplicación de té de compost sobre el crecimiento y los rendimientos de la patata en condiciones de campo.

2. Material y Métodos

Los ensayos de campo se llevaron a cabo en Cordovilla (Salamanca, España) durante la campaña de 2018. La parcela seleccionada está a 830 m de altitud y tiene una temperatura promedio anual de 11,45 ºC y una precipitación anual de 367,5 mm. El suelo tiene un pH de 6,3 y su contenido de materia orgánica es del 1,1%.

Se utilizó un té de compost de residuos de jardinería en proporción 1:5 (v/v) con agua, obtenido por filtrado tras 5 días de maceración, realizando una aireación de 5 h al día, con una bomba de 750 W a 300 rpm. El té tenía un pH de 7,6, una conductividad eléctrica (CE) de 2,0 dS m^{-1}, 2130 ppm de nitrógeno, 68 ppm de fósforo, 2823 ppm de potasio y un 10,1% de ácidos húmicos sobre m.s. Una parte del té obtenido se enriqueció con una cepa aislada previamente de *Trichoderma harzianum* a una concentración de 10^4 UFC/ml.

Se empleó el cultivar industrial con aptitud para fritos “Hermes”.

El ensayo se estableció el 2 de mayo de 2018, utilizando un diseño de bloques al azar con tres repeticiones por tratamiento y cultivar. Cada parcela elemental tenía una superficie de 7,5 m^2. El marco de plantación fue de 35 x 75 cm, con lo que cada parcela elemental estaba formada por 28 plantas. Las patatas se recolectaron el 5 de septiembre.

Se aplicaron diferentes tratamientos: C: tratamiento control sin aplicación de té, T1: con aplicación de 1 l de té sin enriquecer por parcela, T2: con aplicación de 1 l de té enriquecido por parcela.

El primer tratamiento aéreo se aplicó a la semana de establecer la plantación. A partir de ese momento, se llevaron a cabo pulverizaciones con la dosis indicada cada dos semanas. Se aplicó una fertilización de fondo y no se aportaron productos fitosanitarios ni fertilizaciones minerales posteriores al establecimiento de la plantación. El cultivo se realizó en condiciones de regadío.

Los parámetros analizados a lo largo del cultivo fueron: fecha de brotación, altura de la planta (cm), contenido en clorofila (SPAD-502) y número de brotes a las tres semanas del establecimiento del cultivo. Una vez realizada la cosecha se registró el número de tubérculos, calibre (mm), peso medio del tubérculo (g) y rendimiento (t ha^{-1}). Las diferencias entre los tratamientos se determinaron mediante ANOVA y, cuando se encontraron diferencias significativas se llevó a cabo una prueba de rango de Tukey ($p<0,05$).

3. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos para los parámetros de crecimiento de patata se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Efecto del té de compost sobre el crecimiento en plantas de patata.

Cultivar	% Patatas brotadas (23 de mayo)	Altura (cm)	Número de tallos por planta	Contenido en clorofila (unidades SPAD)
Control (C)	58,1±8,1 a	33,5±7,3 a	3,6±1,3 a	32,8±1,8 a
Te compost (T1)	93,0±7,32 b	36,5±5,9 a	3,8±1,5 a	28,0±6,7 a
Te compost + TH (T2)	79,0±8,57 b	33,3±6,3 a	4,2±1,3 a	29,2±6,0 a

Diferentes letras en la misma columna indican diferencias significativas ($p<0,05$).

Los tratamientos a base de té de compost (enriquecidos con *Trichoderma harzianum* o sin enriquecer) producen un efecto de adelanto de la brotación de los tubérculos. El hecho de adelantar el desarrollo del cultivo puede ser beneficioso en años que, por diferentes motivos, se vea retrasada la siembra como ocurrió el año del estudio. El resto de parámetros analizados no presentaron grandes diferencias entre los distintos tratamientos. La altura de las plantas se mantuvo entre los 33-36 cm, el número de tallos varió entre 3-4 y el contenido en clorofila osciló entre 28-32 unidades de SPAD.

En la Tabla 2 se pueden ver los resultados obtenidos para los parámetros de rendimiento de patata con los diferentes tratamientos aplicados.

Tabla 2. Efecto del té de compost sobre el rendimiento de patata.

Cultivar	Número de tubérculos por planta	Calibre (mm)	Peso medio por tubérculo (g)	Rendimiento (t ha^{-1})
Control (C)	285,5±85,0 a	44,3±6,0 a	88,3±15,1 a	35,5±4,8 a
Te compost (T1)	325,5±59,4 a	43,4±7,0 a	102,6±15,8 a	43,9±5,0 a
Te compost + TH (T2)	320,0±43,0 a	43,3±6,0 a	100,7±14,6 a	41,1±4,4 a

Diferentes letras en la misma columna indican diferencias significativas ($p<0,05$).

En relación con los resultados de producción, ninguno de los parámetros analizados registró diferencias estadísticamente significativas. A pesar de ello, se puede decir que los tratamientos a base de té de compost (enriquecidos con *Trichoderma harzianum* o sin enriquecer) registraron, en general, un mayor número de tubérculos por planta (320 y 325, respectivamente) en comparación con el tratamiento control (285). Todos los tubérculos presentaron un calibre similar en torno a los 43-44 mm. Sin embargo, el peso medio de los tubérculos de los tratamientos a base de té compost fue ligeramente superior (100-102 g) frente al control (88). Finalmente, respecto a los datos globales de producción, nuevamente los tratamientos a base de té de compost registraron los mayores rendimientos (41-44 t por hectárea). Este incremento de producción con respecto al control equivale a un 15,77% en el caso del tratamiento con té de compost enriquecido y a un 23,66% en el caso del tratamiento con té sin enriquecer. Gómez-Sánchez y col. (2018) también constataron que la aplicación de té de compost sobre plantaciones de patata incrementaba los rendimientos.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran que la aplicación de té de compost de residuos de jardinería tiene un claro efecto sobre el adelanto de la brotación de las patatas. También se observa un ligero incremento en los rendimientos (15-23%) sobre el control. Sin embargo, no hay grandes diferencias entre la aplicación de los tés de compost enriquecidos con *Trichoderma harzianum* o sin enriquecer.

Los residuos de jardinería pueden pasar a ser un recurso valioso para usar en agronomía mediante el compostaje y posterior obtención del té de compost. Estos ensayos deberán repetirse en una nueva campaña para corroborar los resultados.

5. Bibliografía

Al-Dahmani J.H., Abbasi P.A., Miller S.A., Hoitink H.A.J., 2003. Suppression of bacterial spot of tomato with foliar sprays of compost extracts under greenhouse and field conditions. *Plant Dis.* 87, 913-919.

Bahramisharif A. y Rose L.E., 2019. Efficacy of biological agents and compost on growth and resistance of tomatoes to late blight. *Planta* 249 (3), 799-813.

Faostat, 2018. Datos de agricultura. Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Italia. Disponible en: http://www.fao.org/faostat/en/#data (fecha de consulta: 20/07/2020).

Gómez-Sánchez M.A., Morales-Corts R., Pérez-Sánchez R., López-Martín J.J., 2017. Estudio del valor agronómico del té de compost de residuos de jardinería en el cultivo de patata (*Solanum tuberosum* L.) y su efecto supresor sobre *Rhizoctonia solani* Kühn. *Actas de la Red Española de Compostaje*, 178-182.

Gómez-Sánchez M.A., López-Martín J.J., Morales-Corts R., Pérez-Sánchez R., 2018. Evaluación del efecto agronómico y supresor de té de compost de residuos de jardinería en campos de cultivo de patata. *Actas de la Red Española de Compostaje*, 347-351.

Martín C.C.S., 2014. Potential of compost tea for suppressing plant diseases. CAB Reviews 9, 1-38.

Morales-Corts M.R., Pérez-Sánchez R., Gómez-Sánchez M.A., 2018. Efficiency of garden waste compost teas on the tomato growth and suppressiveness against soilborne pathogens. *Scientia Agricola* 75 (5), 361-443.

Reeve J.R., Carpenter-Boggs L., Reganold J.P., York A.L., Brinton W.F., 2010. Influence of biodynamic preparations on compost development and resultant compost extracts on wheat seedling growth. *Bioresource Technology* 101, 5658-5666.

Ros M., Hurtado-Navarro M., Giménez A., Fernández J.A., Egea-Gilalbert C., Lozano-Pastor P., Pascual J.A. 2020. Spraying agro-industrial compost tea on baby spinach crops: evaluation of yield, plant quality and soil health in field experiments. *Agronomy* 10, 1-15.

Siddiqui Y., Meon S., Ismail M.R., Ali A., 2008. Trichoderma-fortified compost extracts for the control of choanephora wet rot in okra production. *Crop Protection* 27, 385-390.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del Proyecto “Obtención y aplicación de un bioestimulante para la mejora del rendimiento y calidad del cultivo de patata. Efecto reductor del consumo de agua, de fertilizantes y fitosanitarios”. Diputación de Salamanca – Caja Rural de Salamanca.

EFECTO DE LA APORTACIÓN DE UNA ENMIENDA ORGÁNICA Y DIFERENTES DOSIS DE RIEGO, EN UNA PLANTACIÓN DE NARANJAS VAR. CHISLETT SITUADA EN EL SURESTE ESPAÑOL

Silvia Sánchez-Méndez [1], Aurelia Pérez-Espinosa[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Mª Ángeles Bustamante[1], Luciano Orden[2], Xavier Barber[3], F. Javier Andreu[1], José A. Sáez [1], y Raúl Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Miguel Hernández University, Carretera de Beniel, km 3.2, Orihuela, 03312 Alicante, Spain
[2]Estación Experimental Agropecuaria, INTA Ascasubi, Ruta 3 km 794, Hilario Ascasubi 8142, Buenos Aires, Argentina
[3]Universidad Miguel Hernández, Centro de Investigación Operativa, Elche 03202, Spain

e-mail: silvia.sanchez16@alu.umh.es

Los bajos niveles de materia orgánica en los suelos del sureste español y la escasa pluviometría en esta zona, hace que el estudio del aporte de materia orgánica exógena y el control del riego sean esenciales para una optimización de los recursos agronómicos. Este trabajo estudia de forma comparativa cual es el efecto de la enmienda orgánica aportado distintas dosis de aplicación y una reducción del riego en una plantación de naranja variedad Chislett situada en el término municipal de Almoradí (Alicante). El tratamiento de fertilización orgánica fue de compost binario a base de lodo EDAR + poda de jardinería urbana (29,8% de lodo y 70,2% poda s.m.f.). El tratamiento fue aplicado a dosis: 20 y 40 t/ha s.m.f. En cada uno de esos escenarios fertilizantes se han aplicado además una reducción del riego al 25% y 50%. Se realizaron dos muestreos de suelo, inicial y final. Se determinaron pH, conductividad eléctrica (CE), nitrógeno Kjeldahl (NTK), nitratos (NO_3^-) y carbono orgánico (CO). La estadística se realizó mediante un análisis univariante y multivariante donde también intervendría el tiempo. La variable riego no afectó sobre ninguno de los parámetros. La fertilización y el cruce de variables resultaron estadísticamente significativos. Se observó un incremento en la MO y NTK del suelo con las mayores dosis de enmienda, asimismo aumento la CE y descendió ligeramente el pH de los suelos enmendados.

Palabras clave: reducción de riego, cítricos, fertilización

1. Introducción

Un porcentaje elevado de los suelos del sureste español se caracterizan por tener un bajo contenido en materia orgánica (<1%), bajo contenido en nutrientes y escasa capacidad de retención de agua y, además en esta zona la cantidad de agua para riego es escasa. El empleo de enmiendas orgánicas es una solución factible para mejorar la fertilidad y la calidad del suelo.

El uso de materiales orgánicos como estiércoles, lodos de depuradora o compost ha resultado ser un método útil para incrementar las sustancias húmicas (Diacono y Montemurro, 2010), aumentar la capacidad de intercambio catiónico (CIC), aportar nutrientes, mejorar la retención de agua del suelo, capacidad e infiltración y disminución de la densidad aparente y aumentar la actividad de la microbiota (Raviv, 2005). Con este trabajo se pretende estudiar como el uso de aplicaciones orgánicas y el control de riego puede optimizar el manejo del cultivo del naranjo.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental

El ensayo se realizó en la finca citrícola Las Moreras Almoradí (Alicante). Durante el ensayo la temperatura media fue de 12,6 ºC, la humedad relativa media del 62%, con episodios de lluvia más abundantes respecto a otros años. La clasificación edafológica de la zona es de tipo Aridisol, en concreto *Calciorthid* de textura franco-arcillosa (USDA), color 10 YR 3/6, con bajo porcentaje de materia orgánica, fuertemente calizo y poder clorosante muy elevado.

Se ha aplicado un tratamiento de riego distinto por fila: reducción de riego al 50% (D50), al 25% (D25) y sin reducción de riego (D0), controlada con un programador de riego. En cada fila se han aplicado 3 tratamientos de fertilización al azar: tratamiento control sin enmienda (E0), enmienda orgánica 30 kg/árbol (E30) y 60 kg/árbol (E60). La finca tiene riego por goteo y fertirrigación.

Para la fertilización orgánica, se utilizó un compost binario de lodo EDAR de (29,8%) y poda de jardinería (70,2%). Según el Real Decreto 506/2013 sobre Productos Fertilizantes, este compost cumple los requisitos de comercialización excepto en MO que debería superar el 35%, que en nuestro caso resulto tener un 23%.

2.2 Muestreos y métodos analíticos

Se tomaron muestras de suelo al inicio del ensayo y tras la cosecha y se midieron los siguientes parámetros: pH; conductividad eléctrica (CE); carbono orgánico oxidable (Yeomans y Bremmer, 1989); nitrógeno total Kjeldahl (NTK) (Bremmer y Britembeck, 1983) y nitratos (NO_3^-) mediante espectrofotometría (Simal, Lage, y Iglesias, 1985).

2.3 Métodos estadísticos

El análisis estadístico estuvo basado en un análisis de la varianza GLM-Univariante, que permitiera evaluar el efecto de las variables consideradas: riego y fertilización. También se hizo un análisis multivariante de la combinación de las variables: riego, fertilización y tiempo. Cuando la F-ANOVA mostró significación, se realizó el contraste post-hoc Tukey-b, a P= 95%. Previamente al ANOVA, se evaluaron la normalidad y homogeneidad de las varianzas utilizando los tests de Shapiro-Wilk y Levene. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa informático SPSS 22.0.

3. Resultados y Discusión

En las siguientes tablas 1, 2 y 3, se muestran los resultados obtenidos en los parámetros de suelo analizados tanto al principio del ensayo como tras la recolección de la naranja. Con la aplicación de la enmienda orgánica el pH del suelo descendió ligeramente (Tabla 1) mostrando diferencias significativas. Con el tiempo el pH aumentó ligeramente manteniendo las diferencias entre tratamientos.

Tabla 1. pH y conductividad eléctrica (CE) en suelo a tiempo inicial (1) y final (2).

Variable	Tratamiento	pH 1	pH 2	CE 1 (dS m^{-1})	CE 2 (dS m^{-1})
Riego	D0	7,99 a	8,24 a	1,93 b	0,70 a
	D25	7,93 a	8,07 a	2,04 b	0,65 a
	D50	8,06 a	8,27 a	1,18 a	0,63 a
	F-ANOVA	0,57 ns	1,84 ns	4,96 *	0,097ns
Fertilización	E0	8,30 b	8,40 c	0,94 a	0,43 a
	E30	7,88 a	8,20 b	2,11 b	0,51 a
	E60	7,80 a	7,98 a	2,10 b	1,04 b
	F-ANOVA	32,3***	12,69***	18,04***	47,12***
Tiempo	F-ANOVA	386***		6004***	
Tiempo* Fertilización	F-ANOVA	41,6***		525***	
Tiempo* Riego	F-ANOVA	8,16**		359***	
Tiempo* Riego* Fertilización	F-ANOVA	17,6***		44***	

En algunos casos se ha visto que al aumentar la dosis de la enmienda el pH disminuye con la materia orgánica como en nuestro caso (Mohammad y col., 2004). Sin embargo, en otros estudios sucede lo contrario (Courtney y Mullen, 2008).

Con la adición de enmiendas la CE inicial aumentó observándose diferencias significativas respecto al control, como también observaron Soria y col. (2021). La CE disminuyó en el tiempo, probablemente debido al episodio de lluvias sufrido los días anteriores al último muestreo. La CE inicial mostró diferencias significativas, en los tratamientos del riego, pero estas no fueron proporcionales a la disminución de la dosis. La CE final disminuyó, pero entre tratamientos no se observaron diferencias.

Como también se muestran en otros estudios (Curci y col., 2020; Picariello y col., 2021) con los tratamientos de fertilización orgánica aumenta el carbono y materia orgánica oxidable de los suelos. Con el tiempo el carbono y la materia orgánica fueron disminuyendo ya que éstos son utilizados por la biota del suelo en su metabolismo contribuyendo a la mineralización de la enmienda orgánica. Tanto el análisis univariante para la fertilización como el multivariante han resultado significativos. El análisis de la variable riego no ha resultado significativo para ninguno de los parámetros. (Tabla 2).

Tabla 2. Carbono orgánico y materia orgánica en suelo a tiempo inicial (1) y final (2)

Variable	Tratamiento	Cox 1 (%)	Cox 2 (%)	MOox 1 (%)	MOox 2 (%)
Riego	D0	2,38 a	1,75 a	4,10 a	3,02 a
	D25	2,45 a	1,33 a	4,23 a	2,29 a
	D50	1,45 a	1,74 a	2,53 a	3,01 a
	F-ANOVA	1,41ns	0,57ns	1,41ns	0,57ns
Fertilización	E0	0,44 a	0,52 a	0,76 a	0,91 a
	E30	2,89 b	1,70 b	4,98 b	2,94 b
	E60	2,97 b	2,60 c	5,12 b	4,47 c
	F-ANOVA	30,30***	57,72***	30,30***	57,72***
Tiempo	F-ANOVA	499***		499***	
Tiempo* Fertilización	F-ANOVA	285***		285***	
Tiempo* Riego	F-ANOVA	349***		349***	
Tiempo* Riego* Fertilización	F-ANOVA	168***		168***	

Con el incremento de la dosis de materia orgánica aumentó la cantidad de NTK en el suelo, mostrando diferencias significativas, respecto al control. Esto concuerda con otros estudios similares (Hannet y col., 2021). En el muestreo final se observa un descenso del NTK (Tabla 3).

Tabla 3. Nitratos (NO_3^-) y Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) en suelo a tiempo inicial (1) y final (2).

Variable	Tratamiento	NTK 1 (g kg^{-1})	NTK 2 (g kg^{-1})	NO_3^- 1 (mg kg^{-1})	NO_3^- 2 (mg kg^{-1})
Riego	D0	4,43 a	2,65 a	97,4 a	148 a
	D25	4,48 a	2,17 a	128 a	154 a
	D50	2,64 a	2,55 a	70,9 a	94,4 a
	F-ANOVA	1,70ns	0,27ns	0,97ns	1,76ns
Fertilización	E0	0,91 a	0,81 a	212 b	116 a
	E30	5,16 b	2,57 b	31,4 a	196 b
	E60	5,48 b	3,99 c	52,7 a	83,4 a
	F-ANOVA	33,15***	71,8***	106,7***	8,09**
Tiempo	F-ANOVA	2110***		1886***	
Tiempo* Fertilización	F-ANOVA	568***		9621***	
Tiempo* Riego	F-ANOVA	489***		129***	
Tiempo* Riego* Fertilización	F-ANOVA	220***		1491***	

El análisis univariante para la fertilización de los nitratos ha resultado significativo. No se observó un efecto claro de las dosis sobre los nitratos; la gran movilidad de este ion en el suelo puede justificar este comportamiento, teniendo en cuenta también los episodios de lluvia sufridos. En los suelos finales la concentración de NO_3^- aumentó en los tratamientos con aplicación de la enmienda. La enmienda aplicada fue sometida a un proceso de compostaje, el cual hace que los nutrientes sean de liberación lenta (Bernal y col., 2009) esto justificaría el aumento de NO_3^- en el muestreo final de suelo. El cruce de las variables también mostró significación para ambos parámetros.

4.Conclusiones

En general las características medidas no se han visto afectadas por la variable riego, esto ha podido ser debido a que se haya enmascarado su efecto por la pluviometría durante el ensayo de campo. La variable fertilización y también el análisis multivariante han resultado significativos para todos los parámetros medidos.

5. Bibliografía

Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., & Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027

Bremmer, J., & Britembeck, G. 1983. A simple method for determination of amonium in semimicro-Kjeldahl analysis of soils and plant materials using a block digester. *Commun. Soil Sci.Plan*, 905-913.

Bremmer,J.M. & Yeomans.J. 1989. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil.

Curci, M., Lavecchia, A., Cucci, G., Lacolla, G., De Corato, U., & Crecchio, C. 2020. Short- term effects of sewage sludge compost amendment on semiarid soil. Soil Systems, 4(3), 1–18. https://doi.org/10.3390/soilsystems4030048

Diacono, M., & Montemurro, F. 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(2), 401–422. https://doi.org/10.1051/agro/2009040

Real Decreto 506/2013 del 28 de junio, sobre productos fertilizantes, 164 Boletín Oficial del Estado 5119 (2013).

Courtney, R. G., & Mullen, G. J. 2008. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. *Bioresource Technology*, 99(8), 2913–2918. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.06.034

Mohammad H. Golabi, M.J. Denney, and C. Iyekar. 2004. Use of Composted Organic Wastes As Alternative To Synthetic Fertilizers for. Soil Conservation, 234, 1–6. http://tucson.ars.ag.gov/isco/isco13/PAPERS F-L/GOLABI.pdfç

Picariello, E., Pucci, L., Carotenuto, M., Libralato, G., Lofrano, G., & Baldantoni, D. 2021. Compost and sewage sludge for the improvement of soil chemical and biological quality of mediterranean agroecosystems. Sustainability (Switzerland), 13(1), 1–17. https://doi.org/10.3390/su13010026

Simal, J., Lage, M., & Iglesias, I. 1985. Second derivate ultraviolet spectroscopy and sulfamic acid method determination of nitrates in water. *J. Assoc Off. Anal. Chem* , 962- 964

Soria, R., Ortega, R., Bastida, F., & Miralles, I. 2021. Role of organic amendment application on soil quality, functionality and greenhouse emission in a limestone quarry from semiarid ecosystems. *Applied Soil Ecology,* 164(January), 103925. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.103925

Raviv, M. 2005. Production of high-quality composts for horticultural purposes: A mini- review. *HortTechnology*, 15(1), 52–57. https://doi.org/10.21273/horttech.15.1.0052

4. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado gracias a la colaboración de la empresa Las Moreras Fruit and Veggies.

APLICACIÓN REPETIDA DE RESIDUOS POSTCULTIVO DE CHAMPIÑÓN EN SUELOS DE VIÑEDO: EFECTO EN PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS Y BIOQUÍMICOS DEL SUELO

M. Soledad Andrades Rodríguez[2], Eliseo Herrero Hernández[1], M. José Carpio[1], Jesús M. Marín Benito[1], M. Jesús Sánchez Martín[1], M. Sonia Rodríguez Cruz[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España, jesusm.marin@irnasa.csic.es

[2] Departamento de Agricultura y Alimentación, Universidad de La Rioja, Madre de Dios 51, 26006 Logroño, España

Resumen: El objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia de la aplicación del sustrato postcultivo de champiñón (SMS) en suelos de viñedo de La Rioja con bajo contenido en carbono orgánico (CO) en los parámetros fisicoquímicos y bioquímicos de los suelos. Se diseñaron parcelas experimentales de 9 m^2 en los suelos S1 (franco limoso) y S2 (franco arenoso) en las que se aplicaron dos dosis de SMS (25 y 100 t ha^{-1}) de forma individual o compostado con un material mineral (ofita, OF) (15%) para favorecer la mineralización del suelo. Estos tratamientos se aplicaron durante 2 años consecutivos (2020-2021) y cada año se llevó a cabo un seguimiento de la variación de los parámetros fisicoquímicos y bioquímicos habituales del suelo, particularmente CO, biomasa (BIO), respiración (RES), actividad deshidrogenasa (DHA) del suelo y el análisis del perfil de ácidos grasos de fosfolípidos (PLFAs) extraídos del suelo. Los resultados indicaron un aumento inicial del CO en ambos suelos (> 4 veces) después de la aplicación de SMS, aunque este contenido disminuyó después de 6 meses de tratamiento. Después de dos aplicaciones sucesivas de SMS, solamente en S1 se mantuvo un aumento del CO (> 10%). Inicialmente, se observó una correlación entre el CO y DHA (2020) o entre CO y DHA, BIO o bacterias (2021) en S1, mientras que en S2 se encontró una correlación entre el CO y RES, BIO, bacterias u hongos (2020), o entre CO y BIO o bacterias (2021). Después de 6 meses de las dos aplicaciones, no se encontró correlación del CO con los parámetros biológicos en S1, mientras que en S2 se encontró correlación entre CO y DHA o RES, indicando mayor disponibilidad del CO en el suelo franco arenoso que en el suelo franco limoso a pesar del menor contenido residual de CO en S2 que en S1.

Palabras clave: Viñedo, sustrato postcultivo de champiñón, ofita, sostenibilidad de suelos

1. Introducción

La producción del cultivo de champiñón ha aumentado en España y en el mundo en los últimos años y en consecuencia la cantidad del residuo orgánico derivado de la producción de este cultivo conocido como sustrato postcultivo de champiñón (SMS). Se han propuesto diferentes vías para la eliminación de este residuo, aunque una de las opciones más viables para su valorización es su aplicación como enmienda del suelo después de ser sometido a un proceso adecuado de compostaje para aumentar su contenido en carbono orgánico (CO) (Medina et al., 2012). De acuerdo con esto, la aplicación de SMS en suelos degradados con bajo contenido en materia orgánica (MO) se considera una práctica agrícola de interés desde el punto de vista económico y ambiental. En la región de La Rioja los suelos agrícolas se enfrentan a un proceso de desertización alarmante especialmente en suelos dedicados al cultivo de la vid. Actualmente, la mayoría de estos suelos poseen niveles de MO menores del 2% y se encuentran compactados, desestructurados y desequilibrados, lo que tiene consecuencias en la calidad y/o producción de la uva.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de una nueva metodología que combine varias técnicas de agricultura regenerativa basadas en el uso de SMS o SMS compostado con polvo mineral de OF para aumentar la MO y/o la mineralización del suelo dentro del proyecto Vitireg del Grupo Operativo Viticultura Regenerativa de La Rioja (http://vitireg.org/). Las técnicas aplicadas se evaluarán a partir del seguimiento de los parámetros químicos habituales, especialmente el CO del suelo enmendado, los cambios en los parámetros

bioquímicos indicadores de la abundancia (biomasa microbiana, BIO), función (respiración, RES) y actividad global (actividad deshidrogenasa, DHA) del suelo y las variaciones en el perfil de los ácidos grasos de fosfolípidos (PLFAs) extraídos del suelo, como indicador de la estructura microbiana.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental y muestreo de suelos

Se diseñaron parcelas experimentales de 9 m^2 en dos suelos de viñedo (Aridisol, Typic Haplocalcid) (Soil Survey Staff, 2010) de La Rioja Baja (S1 y S2) con contenido en MO < 2% y con textura franco limosa (S1) (22.5±2.84% arcilla, 50.2±2.30% limo y 27.3±4.99% arena) y franco arenosa (S2) (19.7±3.67% arcilla, 31.6±2.99% limo, 48.6±4.71% arena). Las parcelas se establecieron en suelo sin enmendar, enmendado a las dosis de 25 y 100 t ha^{-1} de SMS (peso seco) (S+SMS25, S+SMS100), y de 25 y 100 t ha^{-1} de SMS más OF al 15% (S+SMS25OF, S+SMS100OF). Las dosis fueron relativamente elevadas debido a la degradación y/o empobrecimiento de los suelos. Los residuos se incorporaron en los 30 cm superficiales del suelo con un motocultor durante 2 años consecutivos, en abril del año 2020 y del año 2021. Se tomaron cinco submuestras de suelo superficiales (0-30 cm) de todas las parcelas que fueron homogéneamente mezcladas y tamizadas (< 2 mm). Las muestras se tomaron dos veces cada año, inicialmente después de la aplicación de los residuos y después de 6 meses tras la vendimia.

2.2 Residuo postcultivo de champiñón, ofita y suelos

El residuo orgánico utilizado como enmienda del suelo fue el sustrato postcultivo de champiñon (SMS) generado tras el ciclo productivo del cultivo de *Agaricus bisporus* y sometido a un proceso aeróbico de compostaje de tres meses. El SMS tiene las siguientes características (sobre peso seco): pH 7.4, CO 28.4%, N total 2.14% y relación C/N 15. Además, se utilizó polvo mineral OF para mineralizar el suelo. La OF es una roca de composición basáltica con manganeso, hierro, zinc y cobre entre otros metales en su composición química, y con magnesiotaranita y plagioclasas en concentración alta, y epidota, cuarzo y montmorillonita-clorita en concentración media-baja en su composición mineralógica. El SMS fue mezclado con la OF al 15% y se dejó madurar durante un mes. Tanto el SMS como el SMS+OF fueron suministrados por Sustratos de La Rioja S.L. (Pradejón, La Rioja).

Las características fisicoquímicas y químicas de los suelos sin enmendar y enmendados (pH, conductividad eléctrica (EC), carbonatos, N y C orgánico total, elementos asimilables (P, K, Ca y Mg), y N inorgánico (N-NH_4^+ y N-NO_3^-)) se determinaron por los métodos habituales de análisis de suelos (Sparks, 1996)

2.3 Análisis de parámetros bioquímicos

Los parámetros bioquímicos se determinaron por duplicado en muestras superficiales (0-15 cm) de suelos. La RES del suelo se determinó cuantificando la depresión originada en el consumo de oxígeno por los microorganismos del suelo con un equipo OxiTop Control OC 110 (WTW, Weilheim, Alemania) y la DHA del suelo se determinó a partir de la medida de la absorbancia del compuesto trifenilformazan a la λ=485 nm en un espectrofotómetro UV-visible modelo Cary 100 Conc (Varian Optical Spectroscopy Instruments). La BIO y la estructura de las comunidades microbianas del suelo se llevó a cabo a partir del análisis del PLFAs extraídos del suelo (Frostegård et al., 1993). Las muestras de suelo fueron liofilizadas inmediatamente después de ser tomadas y se utilizaron para la extracción de los lípidos. Los fosfolípidos se separaron de otros lípidos no polares y se transformaron en ésteres metílicos de ácidos grasos antes de su análisis y se cuantificaron mediante un cromatógrafo de gases modelo Agilent 7890 (Agilent technologies, Wilmington, DE, USA). Los fosfolípidos fueron identificados

utilizando estándares de ácidos grasos bacterianos y un software de sistema de identificación microbiano (Microbial ID, Inc., Newark, DE, USA). La BIO se estimó por la suma total de los PLFAs y se expresó en nmol g^{-1}.

2.4 Análisis estadístico

Las diferencias entre los dos tratamientos aplicados y entre los dos tiempos de muestreo se analizaron mediante un análisis de varianza univariante (ANOVA, $p < 0.05$). Se utilizó el programa IBM SPSS Statistics v24.

3. Resultados y Discusión

Inicialmente el contenido en CO de los suelos naturales osciló entre 0.57%-0.82% y aumentó hasta 1.15%-3.89% (S1) o 1.54%-3.92% (S2) después de la primera aplicación de SMS25 y SMS100. Estos valores fueron ligeramente inferiores cuando se aplicó SMS compostado con OF. Después de 6 meses de la aplicación de los residuos, los contenidos de CO disminuyeron en los rangos 28%-56% en el S1 y 26.8%-53.4% en el S2. La aplicación de la segunda dosis de residuos mostró resultados similares a la primera aplicación (Fig. 1), un aumento inicial del contenido en CO seguido de una disminución con el tiempo. Sin embargo, se observó un aumento entre 1.1 y 2.3 veces del CO en el suelo franco limoso después de 6 meses tras la segunda aplicación. Esta retención o captura del CO no fue observada en el suelo franco arenoso, manifestándose la influencia del tipo y/o textura del suelo en la retención del CO aportado con los residuos SMS y en su evolución con el tiempo.

El contenido en N, P, K y Mg también aumentó inicialmente con la aplicación de la dosis alta de los residuos y disminuyó con el tiempo, aunque también se observó una acumulación de estos elementos en ambos suelos 6 meses después de la segunda aplicación. Las concentraciones de $N\text{-}NO_3^-$ siguieron la misma tendencia en ambos suelos, mientras que el efecto fue diferente en las concentraciones de $N\text{-}NH_4^+$ determinadas en S1 y S2.

La DHA y RES aumentaron con la aplicación de la dosis alta de los residuos en los dos suelos (Fig. 1). Inicialmente la DHA en S2 fue más elevada que en S1, mientras que la RES fue más elevada en S1 que en S2. La DHA aumentó sólo en S1 para todas las aplicaciones de residuos a los 6 meses después de la aplicación de los residuos. Sin embargo, la RES aumentó en los 2 suelos después de 6 meses de tratamiento. La influencia del contenido en CO y/o su biodisponibilidad para estimular los microorganismos del suelo (Pose-Juan et al., 2017) se manifiesta en las correlaciones significativas encontradas inicialmente entre el CO y la DHA ($p=0.005$) en S1, y entre el CO y la RES ($p=0.009$) en S2. Se observaron cambios en la DHA y RES en un orden similar después de la segunda aplicación de los residuos (S2 > S1), aunque los valores obtenidos de ambos parámetros fueron más bajos y menos relevantes los cambios con el tiempo transcurrido desde la aplicación de los residuos que después de la primera aplicación. Aunque el efecto del CO en la DHA y/o RES fue significativo ($p=0.028$ en S1 y $p=0.050$ en S2, respectivamente), los resultados parecen indicar menor estimulación de los microorganismos tras la segunda aplicación de los residuos. El efecto de los residuos en la BIO sólo se observó inicialmente en el S2 ($p=0.001$), posiblemente debido a la mayor disponibilidad del CO en el suelo franco arenoso que en el suelo franco limoso a pesar del menor contenido residual de CO en S2 que en S1 (Herrero-Hernández et al., 2022). En ambos suelos, la BIO aumentó con el tiempo de aplicación de todos los residuos como se vio en la DHA y RES, especialmente en S1 (García-Delgado et al., 2018). Después de la segunda aplicación de los residuos, se observó una relación de la BIO con el CO ($p=0.028$ S1 y $p=0.041$, S2), aunque contrariamente a la primera disminuyó con el tiempo de aplicación de los residuos. Los efectos de los residuos en bacterias y hongos totales fueron paralelos a los cambios encontrados en la BIO para los dos suelos en los distintos tiempos. Sin embargo, se observó un efecto positivo del CO de los residuos en las bacterias gram positivas y gram negativas ($p<0.02$ en S1 después de la segunda aplicación) y en las bacterias gram positivas y gram negativas, y hongos ($p=0.018$-0.002 en S2 después de la primera y segunda aplicación).

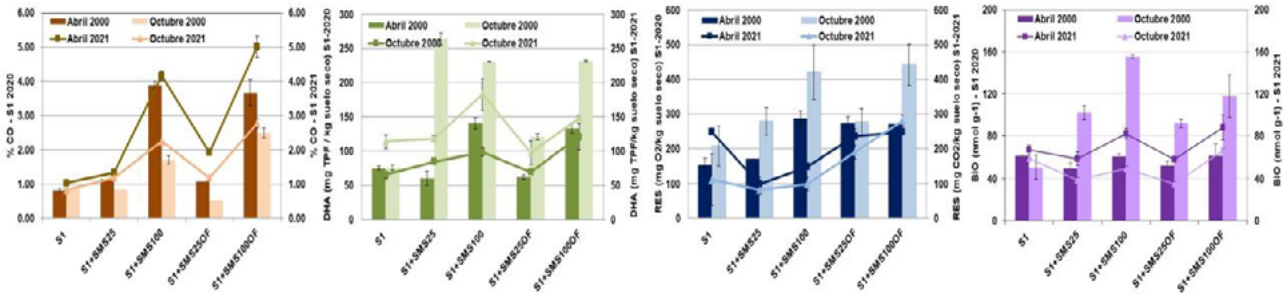


Figura 1. Valores medios de CO, DHA, RES y BIO en el suelo de viñedo S1 no enmendado y enmendado con diferentes dosis de SMS y SMS+OF después de su aplicación (colores oscuros) y 6 meses después de su aplicación (colores claros), en el año 2020 (barras) y 2021 (líneas).

4. Conclusiones

El efecto inicial de los residuos en los suelos fue significativo para aumentar el contenido en CO de los mismos, y favoreció su acumulación en el suelo franco limoso después de la segunda aplicación. La aplicación de estos residuos además dio lugar a un aumento de nutrientes que se mantuvo a lo largo del tiempo. El aporte de CO de los residuos fue relevante para aumentar la DHA, RES y BIO, estando relacionado con las características de los suelos y el tiempo después de la aplicación de los residuos, pero no se vio favorecida por su aplicación repetida. Estos factores influyen también en el aumento de bacterias específicas y/o hongos. Los resultados obtenidos podrán servir de base para la aplicación de SMS en los suelos estudiados a diferente dosis y/o aplicaciones repetidas con el fin de contribuir a su regeneración y/o remineralización, así como para su posible aplicación en otros suelos de viñedo de La Rioja con la misma problemática que los estudiados.

4. Bibliografía

Frostegård Å., Bååth E., Tunlid A., 1993. Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty acid analysis. *Soil Biol Biochem 25,723–730*.

García-Delgado C., Barba V., Marín-Benito J.M., Igual J.M., Sánchez-Martín M.J., Rodríguez-Cruz M.S., 2018. Simultaneous application of two herbicides and green compost in a field experiment: Implications on soil microbial community. *App. Soil Ecol. 127, 30-40*.

Herrero-Hernández E., Andrades M.S., Villalba Eguren G., Sánchez-Martín M.J., Rodríguez-Cruz M.S., Marín-Benito J.M., 2022. Organic Amendment for the Recovery of Vineyard Soils: Effects of a Single Application on Soil Properties over Two Years. *Processes 10, 317*.

Medina E., Paredes C., Bustamante M.A., Moral R., Moreno-Caselles J., 2012. Relationships between soil physico-chemical, chemical and biological properties in a soil amended with spent mushroom substrate. *Geoderma 173-174, 152–161*.

Pose-Juan E., Igual J.M., Sánchez-Martín, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S., 2017. Influence of herbicide triasulfuron on soil microbial community in an unamended soil and a soil amended with organic residues. *Front. Microbiol. 8, 378*.

Soil Survey Staff, 2010. Keys to Soil Taxonomy, eleventh ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington DC.

Sparks D.L., 1996. Methods of Soil Analysis. Part 3-Chemical Methods. Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI.

5. Agradecimientos

Este trabajo ha sido cofinanciado por FEADER, Consejería de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente de La Rioja y MAPAMA (proyecto VITIREG). Se agradece al proyecto “CLU-2019-05 – Unidad de Excelencia IRNASA-CSIC”, financiado por JCyL y UE (FEDER). E. Herrero-Hernández agradece a la Universidad de La Rioja por su contrato postdoctoral. Agradecemos a Vidar Soluciones Agroambientales S.L., Sustratos de La Rioja S.L., y Bodega Cooperativa Nuestra Señora de Vico por su ayuda técnica.

TÉ DE COMPOST DE RESIDUOS VEGETALES COMO ALTERNATIVA DE CONTROL SOSTENIBLE FRENTE AL PATÓGENO *Phytophthora infestans*

Ramos-Feo, I.[1,2], Panadero-González, I.[1,2], Morales-Corts, M.R.[2] y Suárez-Fernández, M.B.[1,2]

[1] Instituto de Biología Funcional y Genómica (IBFG), Universidad de Salamanca/CSIC. C/ Zacarías González, 2. 37007-Salamanca. Departamento de Microbiología y Genética, Universidad de Salamanca. E-mail: isabelramos@usal.es

[2] Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales. Universidad de Salamanca. Avda. Filiberto Villalobos, 119. 37007–Salamanca.

Resumen: En el presente trabajo se ensaya el potencial de un té de compost de residuos de jardinería, de producción propia, como alternativa de tratamiento frente al "mildiu" o tizón tardío de la patata, una enfermedad destacable por su severidad causada por el oomiceto *Phytophthora infestans* (Mont.) de Bary. Con este objetivo, se establecieron ensayos de infección en foliolos separados de plantas de patata y en plantas cultivadas en maceta y se comparó el efecto supresor de la aplicación de té de compost en su versión natural y del mismo té suplementado con distintas concentraciones de *Streptomyces* sp. CT-3, una actinobacteria endógena seleccionada en nuestro laboratorio por su actividad antagonista frente a *P. infestans* en ensayos de enfrentamiento *in vitro*. Los resultados obtenidos, aunque preliminares, muestran que la aplicación de té de compost suplementado es capaz de limitar el desarrollo de los síntomas causados en foliolos de patata por *P. infestans,* en los dos tipos de bioensayos realizados, observándose una mayor eficacia respecto a la aplicación de té de compost natural. El propósito final de este trabajo es avanzar en la búsqueda de una formulación del té que facilite un uso efectivo del mismo frente a *P. infestans* en el cultivo de patata a nivel de campo.

Palabras clave: Biocontrol; Bioensayo; *Phytophthora; Solanum tuberosum*; *Streptomyces.*

1. Introducción

Las estrategias de control biológico parecen ser las más prometedoras para sustituir al control químico convencional en el tratamiento de enfermedades en cultivos agrícolas. En este contexto, la aplicación de compost y de tés basados en compost está ganando un gran protagonismo al presentarse como una alternativa económicamente rentable, más segura para la salud y el medio ambiente, y directamente implicada en la revalorización de los residuos agrícolas (De Corato, 2020).

El té de compost es un producto líquido obtenido a partir de la fermentación de compost en agua, cuya composición incluye macro- y micro-nutrientes, ácidos húmicos y poblaciones de microorganismos, con reconocido beneficio para el crecimiento de las plantas y la protección frente a enfermedades (De Corato, 2020; St. Martin, 2014). El té puede aplicarse solo o en combinación con agentes de control biológico (BCAs), endógenos o exógenos, con el fin de mejorar, dirigir o ampliar su rango de eficacia frente organismos patógenos, si bien, es sabido que se requieren estudios concretos para cada caso, dependiendo de la naturaleza del té utilizado, la planta huésped, el patógeno y el agente de biocontrol. Así, un trabajo reciente demuestra una interacción aditiva, neutra, o antagónica entre el té de compost y los BCAs ensayados dependiendo del patosistema en estudio (Wylie y Punja, 2021).

El mildiu de la patata es una enfermedad causada por uno de los patógenos más importantes de este cultivo, *Phytophthora infestans* (Mont.) de Bary, cuyo control ha consistido tradicionalmente en el tratamiento con fungicidas químicos de diversa naturaleza (Ivanov y col., 2021). En los últimos años, la limitación de las materias activas autorizadas para el control fitosanitario y la tendencia hacia una agricultura cada vez más ecológica han multiplicado las investigaciones dirigidas a la búsqueda de alternativas eficaces, incluyendo el aislamiento y caracterización de BCAs. En

concreto, los BCAs más estudiados frente a *Phytophthora* spp. pertenecen a especies fúngicas del género *Trichoderma* y a bacterias de los géneros *Bacillus* y *Pseudomonas* (Lourenço y col., 2022). Actualmente, las investigaciones sobre la efectividad de BCAs en combinación con compost o té de compost en el tratamiento del "tizón tardío" son aún limitadas (Bahramisharif y Rose, 2019).

En nuestro laboratorio, producimos té de compost procedente de residuos de jardinería con efecto vigorizante sobre el crecimiento vegetal y con potencial para el control de enfermedades (González-Hernández y col., 2021; Morales-Corts y col., 2018). En relación con el mildiu de la patata, nos planteamos obtener nuevos agentes de biocontrol procedentes de la microbiota endógena del té y seguir una estrategia de enriquecimiento del mismo mediante bioaumentación con el fin de optimizar su efectividad frente a *P. infestans*. Para ello, en un trabajo anterior, aislamos distintas cepas de actinobacterias residentes en el té y seleccionamos una de ellas, perteneciente al género *Streptomyces* sp. (cepa CT-3), por su capacidad para limitar el crecimiento de especies de *Phytophthora*, incluida *P. infestans,* en ensayos de enfrentamiento *in vitro* (Suárez y col., 2020). En el presente trabajo, evaluamos en ensayos de biocontrol realizados *in planta* el efecto supresor de esta cepa frente a *P. infestans* en combinación con té de compost. Se presentan los resultados obtenidos en el desarrollo de lesiones causadas por *P. infestans* en foliolos separados de plantas de patata y en foliolos de plantas completas cultivadas en maceta tratados con té de compost natural o con té suplementado con distintas concentraciones de la cepa CT-3.

2. Material y Métodos

2.1. Plantas de patata y té natural y suplementado

Las plantas de patata utilizadas en este trabajo se obtuvieron a partir de tubérculos de la variedad Agria sembrados en macetas de 5 l conteniendo turba rubia y vermiculita 1:1 (v/v). Las macetas se mantuvieron en condiciones controladas de luz y temperatura y se regaron a demanda semanalmente. Cuando las plantas tuvieron unas 12 semanas se utilizaron en los bioensayos.

El té de compost se preparó a partir de compost de residuos de jardinería según describieron González-Hernández y col. (2021), y se conservó a 4 ºC. En los bioensayos se utilizó té de compost diluido en el momento de uso 1:5 (v/v) con agua destilada estéril (té natural) o té natural suplementado con esporas de la cepa CT-3 de *Streptomyces* sp. a diferentes concentraciones (té suplementado). Las esporas se recogieron a partir de una placa de medio Manitol Soja Agar (MSA) donde había crecido la actinobacteria durante 7 días a 28 ºC, añadiendo 5 ml de Tween 20 al 0,2% (v/v) y raspando suavemente la superficie con ayuda de un asa de siembra estéril. La suspensión de esporas se filtró a través de lana de vidrio y se realizó su recuento en cámara de neubauer. El té suplementado se preparó en el momento de uso una concentración final de 10^2-10^6 UFC/ml.

2.2. Bioensayos en foliolos y plantas de patata

Los bioensayos en foliolos separados de plantas de patata se realizaron con foliolos esterilizados superficialmente por inmersión secuencial en etanol 70% (v/v) 30'', lejía 5% (v/v) 2' y agua estéril 5'. El tratamiento correspondiente (agua, té natural o té suplementado) se aplicó depositando 100 µl en la cara abaxial de cada foliolo y extendiendo con ayuda de un hisopo estéril. La inoculación con *P. infestans* (cepa A1 MP-324) se realizó 24 h después de la aplicación de cada tratamiento con 2 cilindros de agar de 4 mm de diámetro extraídos de la zona de crecimiento activo de un cultivo del patógeno en medio PDA (Patata Dextrosa Agar). Los cilindros se depositaron con el micelio en contacto con el envés del foliolo, uno a cada lado del nervio central (Figura 1). Como control, en cada tratamiento se utilizaron foliolos sin inocular con el patógeno. Cada tratamiento se aplicó en 3 foliolos y el ensayo se realizó por duplicado. Los foliolos se mantuvieron en cámara húmeda (placa Petri de 15 cm de diámetro con un disco de papel Whatman® humedecido con 5 ml de agua estéril, sellada con parafilm) en condiciones controladas (21 ºC y 12 h de luz) durante 7 días. El daño del patógeno se evaluó examinando visualmente las lesiones necróticas en un transiluminador de luz blanca y cuantificando el área dañada con el *software* ImageJ 1.42q.

Los bioensayos en plantas de patata cultivadas en maceta (6 foliolos/tratamiento) se realizaron mediante pulverización uniforme de la parte aérea de la planta con el tratamiento correspondiente (agua, té natural o té suplementado). El patógeno (*P. infestans* A1 MP-324) se inoculó 24 h después del

tratamiento utilizando el método de la "cámara foliar". Cada cámara contenía un taco de agar de 10 mm de diámetro extraído de la zona de crecimiento activo de un cultivo del patógeno en medio PDA, colocado en contacto con la cara abaxial del foliolo con ayuda de una pinza y un tutor (Figura 2). Las plantas se mantuvieron en condiciones controladas (24 ºC -18 ºC día-noche y 14 h de luz). El daño del patógeno se evaluó a los 4 días post-inoculación (dpi) valorando visualmente la degradación del parénquima en una escala establecida de 0 a 5, siendo 0 el valor mínimo (foliolo completamente sano) y 5 el valor máximo (foliolo completamente dañado con signos de necrosis); y el cambio de color en una escala de 1 a 5, siendo 1 el valor mínimo (el color dominante es verde, sin zonas de necrosis) y 5 el valor máximo (el color dominante es amarillo, con zonas de necrosis). Se realizó un tratamiento estadístico mediante ANOVA y test de rangos de Tukey con el software Statgraphics Plus 2.1.

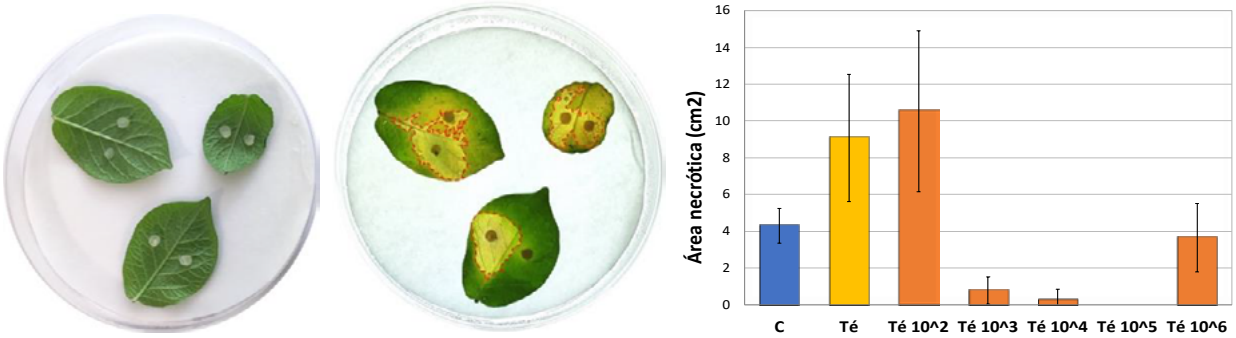


Figura 1. Bioensayo en foliolos separados de plantas de patata. A la izquierda, foliolos en el momento de la inoculación con el patógeno *P. infestans.* En el centro, imagen representativa de las lesiones necróticas producidas, visualizadas en transiluminador de luz blanca a los 7 dpi. A la derecha, efecto en el desarrollo de síntomas en foliolos tratados con té natural o té suplementado con *Streptomyces* sp. CT-3 (10^2-10^6 UFC/ml de té). C: control sin tratamiento (sustituido por agua) inoculado con el patógeno.

3. Resultados y discusión

El tratamiento de foliolos separados de plantas de patata con té de compost suplementado con *Streptomyces* sp. CT-3 tuvo como resultado foliolos con un aspecto notablemente más saludable que los controles sin tratar, observándose una marcada reducción en el tamaño de las lesiones causadas por *P. infestans,* del 82% al 100%, en correlación con la mayor presencia de *Streptomyces* sp. CT-3 en el té (10^3-10^5 UFC/ml) (Figura 1). Sin embargo, la aplicación de té suplementado con 10^6 UFC/ml apenas resultó efectiva*,* mostrando una reducción de las lesiones del 15% respecto al control (Figura 1). Estos datos confirman que CT-3, aplicado a la concentración adecuada, es un antagonista eficaz frente a *P. infestans* en ensayos *in vivo*, a la vez que ponen de manifiesto la posibilidad de combinar de forma compatible esta actinobacteria con té de compost. Trabajos anteriores han señalado que el éxito de BCAs introducidos artificialmente en ambientes microbiológicamente ricos como el compost o el té de compost puede verse afectado por las poblaciones microbianas allí presentes (Postma y col., 2003; Wylie y Punja, 2019). Por otra parte, un resultado inesperado lo obtuvimos en los tratamientos con té de compost natural o con té suplementado con una baja concentración de *Streptomyces* sp. CT-3 (10^2 UFC/ml) en los que se observaron foliolos con lesiones más severas que los controles (Figura 1). Una explicación a este hecho podría ser que las poblaciones microbianas presentes en el té (Suárez-Fernández y col., 2020) estuvieran acelerando el deterioro del tejido vegetal una vez que el patógeno ha penetrado en el mismo. Cabe señalar, que ninguno de los tratamientos aplicados produjo daños en los foliolos en ausencia del patógeno (datos no mostrados) y que, según se describe más adelante, este efecto no se observó en los ensayos realizados en plantas completas. Otros autores también han encontrado una menor eficacia del tratamiento con compost y/o con BCAs en ensayos de hojas separadas en comparación con ensayos en plantas completas (Bahramisharif y Rose, 2019).

En el bioensayo realizado en plantas cultivadas en maceta, los foliolos inoculados con *P. infestans* tratados únicamente con agua (control) fueron los que presentaron valores más altos de degradación del parénquima y alteración del color (Tabla 2). Al igual que en el bioensayo anterior, los foliolos tratados con té suplementado mostraron una reducción significativa en el desarrollo de síntomas en comparación con el control, encontrándose daños puntuales y predominancia de foliolos con coloración verde (Tabla 2). Por su parte, el tratamiento con té natural presentó una

mayor disparidad en los resultados, con foliolos en los que se desarrollaron daños puntuales y mantuvieron una coloración verde, a foliolos que presentaron lesiones severas y coloración más amarillenta. A diferencia del bioensayo en foliolos separados, en este caso el tratamiento con té natural resultó en valores medios de daño más bajos que los controles sin tratar, indicando una cierta capacidad para limitar el avance de *P. infestans,* aunque no se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre ambos tratamientos (Tabla 2).

En conjunto, los resultados obtenidos ponen de manifiesto que la combinación té de compost-*Streptomyces* sp. CT-3 tiene potencial para limitar de forma efectiva la progresión de *P. infestans* en plantas de patata. En próximos ensayos nos proponemos determinar si el efecto supresor observado se debe a la acción de la cepa CT-3 únicamente o participan otros microorganismos y/o propiedades del té.

Figura 2. Bioensayo en plantas de patata. A la izquierda, detalle del sistema de "cámara foliar" con el inóculo del patógeno *P. infestans* en contacto con la cara abaxial del foliolo. A la derecha, imagen representativa de las lesiones producidas a los 4 dpi.

Tabla 1. Efecto de la aplicación de distintos tratamientos (agua, té natural y té suplementado con *Streptomyces* sp. CT-3 10^4 UFC/ml) en los síntomas causados por *P. infestans* en plantas de patata.

Tratamiento	Degradación parénquima*	Cambio de color*
Control	3,33 ± 1,51 b	3,50 ± 1,52 c
Té	2,20 ± 1,64 ab	3,40 ± 1,82 bc
Té + CT-3	1,33 ± 1,03 a	2,17 ± 1,47 ab

***Los daños se valoraron en una escala de 0-1 a 5, según se describe en Material y Métodos. Distintas letras en la misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$).

4. Conclusiones

El tratamiento de foliolos de patata con té de compost suplementado con la actinobacteria *Streptomyces* sp. CT-3 resulta efectivo en la reducción de síntomas de enfermedad causados por *P. infestans* en bioensayos realizados en foliolos separados y en plantas cultivadas en invernadero.

5. Bibliografía

Bahramisharif, A., Rose, L. E. 2019. Efficacy of biological agents and compost on growth and resistance of tomatoes to late blight. *Planta*, 249(3), 799-813.

De Corato, U., 2020. Agricultural waste recycling in horticultural intensive farming systems by on-farm composting and compost-based tea application improves soil quality and plant health: A review under the perspective of a circular economy. *Science of The Total Environment*, 738, 139840.

González-Hernández, A.I., Suárez-Fernández, M.B., Pérez-Sánchez, R., Gómez-Sánchez, M.A., Morales-Corts, M.R. 2021. Compost rea induces growth and resistance against *Rhizoctonia solani* and *Phytophthora capsici* in pepper. *Agronomy 11*(4), 781.

Ivanov, A., Ukladov, E. and Golubeva, T., 2021. Phytophthora infestans: An Overview of Methods and Attempts to Combat Late Blight. *Journal of Fungi*, 7(12), 1071.

Lourenço, D., Branco, I. and Choupina, A., 2022. A systematic review about biological control of phytopathogenic Phytophthora cinnamomi. Molecular Biology Reports

Morales-Corts, M.R., Pérez-Sánchez, R., y Gómez-Sánchez, M.A. 2018. Efficiency of garden waste compost teas on tomato growth and its suppressiveness against soilborne pathogens. *Scientia Agricola,* 75: 400-409.

Postma, J., Alsanius, B., Whipps, J.M., Wohanka, W. 2003. La microflora nei sistemi di coltivazione fuori suolo. *Informatore Fitopatologico*, 3, 37-39

St. Martín, C.C.G. 2014. Potential of compost tea for suppressing plant diseases. *CAB Reviews* 9(32): 1-38.

Suárez, M.B., Vicente-Vicente, A., Pérez-Sánchez, R., Gómez-Sánchez, M.A., Moreno, S. and Morales-Corts, M.R., 2020. Búsqueda de actinobacterias aisladas de té de compost con actividad antagonista frente a *Phytophthora infestans*. En: *Compostaje Webinars 2020*. Ed: Red Española de Compostaje, pp.142-146.

Suárez-Fernández, M.B., García-Izquierdo, I., Vicente-Vicente, A., Pérez-Sánchez, R., Gómez-Sánchez, M.A., del Rey, F. and Morales-Corts, M.R, 2020. Estabilidad de la microbiota cultivable en tés de compost de residuos de jardinería y residuos de café. En: *Compostaje Webinars 2020*. Ed: Red Española de Compostaje, pp.316-319.

Wylie, A. and Punja, Z., 2021. Assessing Aerated Vermicompost Tea Combined with Microbial Biological Control Agents for Suppression of Fusarium and Rhizoctonia. *Phytopathology*, 111(7), pp.1137-1151.

CARÁCTER BIOFERTILIZANTE DE EXTRACTOS ACUOSOS DE COMPOST OBTENIDOS A PARTIR DE RESIDUOS AGROALIMENTARIOS

Rosario Lerma-Moliz[1], Francisca Suárez-Estrella[1], Juan Antonio López-González[1], Macarena M. Jurado[1], Ana J. Toribio[1], Mª Rosa Martínez-Gallardo[1], Mª José Estrella-González[1], Raúl Jiménez[1], Marina Pérez[1], María J. López[1].

[1]Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAIMBITAL, E04120, Almería, España; rlm887@ual.es

Resumen: El continuo aumento de la población ha derivado en el uso intensivo de agroquímicos con el objeto de incrementar la producción de recursos alimentarios a nivel mundial. Sin embargo, la aplicación exagerada de este tipo de productos tiene efectos negativos directos sobre el medio ambiente, los suelos e incluso, la salud humana. Para hacer frente a esta situación, se está potenciando el uso de fertilizantes orgánicos y de enmiendas húmicas, como el compost y sus derivados, que aportan tanto nutrientes como microorganismos beneficiosos para las plantas. El objetivo principal de este trabajo fue seleccionar uno o más protocolos para la obtención de extractos acuosos de compost procedente de residuos agroalimentarios con actividad biofertilizante. Para ello, se aplicaron cuatro protocolos de extracción, que difirieron en la temperatura y tiempo de incubación. Posteriormente, se realizó una caracterización fisicoquímica y biológica de los extractos mediante el análisis de pH, conductividad, Carbono Orgánico Total (COT), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5), Índice de Germinación (IG) en semillas de *Lepidium sativum* y diversidad funcional microbiana mediante la técnica *Biolog EcoPlates*. En términos generales, el contenido de COT mostró notables diferencias en función de los protocolos de extracción. Los extractos obtenidos a 70 °C tuvieron un carácter altamente fitotóxico y los valores más altos de DBO_5, mientras que los obtenidos aplicando condiciones térmicas más suaves, alrededor de 30 °C, mostraron un carácter fitoestimulante y una alta diversidad funcional. Por tanto, la aplicación de un protocolo adecuado de extracción en compost de residuos agroalimentario, daría lugar a productos con un enorme potencial agronómico, que podrían enriquecer la diversidad microbiana del suelo y proporcionan efectos beneficiosos para la planta.

Palabras clave: compostaje, alpeorujo, restos vegetales, revalorización residual.

1. Introducción

El uso de fertilizantes químicos se ha visto potenciado en las últimas décadas debido a la necesidad de incrementar la productividad agrícola y, con ello, los recursos alimentarios a nivel mundial (Shahid y col., 2018). Este hecho lleva aparejado una serie de desventajas, entre ellas, cuantiosas pérdidas económicas y graves daños ambientales (Blanco-Vargas y col., 2020). Ante este panorama, se hace necesaria la aplicación de otras alternativas más respetuosas con el medioambiente, entre las que destaca el uso de enmiendas orgánicas húmicas, como el compost y sus derivados. El compost es un producto humificado, que ejerce diversos efectos beneficiosos en el suelo (Liu y col., 2022). Además, cabe la posibilidad de aplicarlo en forma de extractos acuosos mediante técnicas de fertirrigación en agricultura (Bohacz, J., 2019; González-Hernández y col., 2021). Así, el objetivo principal de este trabajo fue la selección de uno o más protocolos de extracción de compost que permitieran la obtención de productos de elevado valor agronómico, en relación con su potencial capacidad biofertilizante y bioestimulante.

2. Material y Métodos

2.1 Materias primas y obtención de extractos acuosos

Este trabajo se llevó a cabo a partir de muestras de compost en distinto grado de maduración, procedentes de distintos procesos de compostaje de residuos agroalimentarios (RAA1 y RAA3)

y de alperujo (ALP1 y ALP2). La obtención de extractos acuosos se llevó a cabo aplicando cuatro protocolos de extracción de compost (CEP) diferentes en cuanto a tiempo y temperatura (Tabla 1). De forma previa a la aplicación de los protocolos, se calculó la humedad de cada muestra para realizar una mezcla en proporción 1:5 en peso seco en agua destilada estéril. Transcurridos los periodos de incubación, las muestras se centrifugaron durante 20 minutos a 4000 rpm. Tras esto, cada una de las muestras se pasó, primero, a través de un disco de papel de filtro y después, a través de un filtro de fibra de vidrio. Por último, los extractos obtenidos se alicuotaron y se congelaron hasta su aplicación.

Tabla 1. Condiciones de temperatura y tiempo de incubación de los CEP.

	CEP1	CEP2	CEP3	CEP4
Tiempo	48 h	24 h	12 h	14 días
Temperatura	Tª ambiente	40 °C	70 °C	18 ºC (en oscuridad)
Agitación	120 rpm	120 rpm	120 rpm	Estático

2.2 Caracterización fisicoquímica y biológica de los extractos acuosos

A partir de los extractos acuosos obtenidos, se analizó el pH, la conductividad, el COT, la DBO_5, el IG y la biodiversidad metabólica mediante la técnica *Biolog EcoPlates* ™ (Biolog, USA). Para la DBO_5, se empleó un sensor de análisis de DBO (BOD Sensor, Velp Scientifica). El COT se analizó con un equipo TOC-VCSN Analyzer (Shimadzu, Japan). El análisis de la biodiversidad funcional se llevó a cabo siguiendo el método descrito por Martínez-Gallardo y col. (2021) gracias al cual se pudo calcular la riqueza funcional (R) y la biodiversidad funcional o índice de Shannon (H') a partir de las muestras. El IG se evaluó siguiendo el método descrito por Zucconi y col. (1985), empleando para ello semillas de berro (*Lepidium sativum*).

2.3 Análisis estadístico

Las tablas y gráficos presentes en este trabajo se obtuvieron con Microsoft Office Excel 2016. Por otro lado, se empleó el programa Statgraphics Centurion XVIII (Stat-Point, Inc.) para llevar a cabo un Análisis Factorial de Varianza (ANOVA) y evaluar la influencia de los distintos factores sobre las características de los extractos. Además, se establecieron las diferencias significativas entre medias mediante el Test de Mínima Diferencia de Fisher (LSD), a un intervalo de confianza del 95% ($p < 0.05$).

3. Resultados y Discusión

3.1 Caracterización fisicoquímica y biológica de los extractos acuosos

Los resultados correspondientes a la caracterización fisicoquímica y biológica de las muestras se indican en la Tabla 2. En referencia al pH, los valores obtenidos en todos los casos fueron ligeramente alcalinos. Estas medidas son las típicamente encontradas para este tipo de residuos, según los resultados de Siles-Castellano y col. (2020) y Saéz y col. (2021). La conductividad fue mayor en los extractos obtenidos a partir de los compost de tipo RAA (Tabla 2). La aplicación del protocolo CEP3 dio lugar a la obtención de extractos con una fracción de carbono orgánico total superior al resto de los tratamientos (Fernández-Delgado y col., 2020). Con respecto a la DBO_5, los resultados de los compost de tipo ALP fueron superiores, como consecuencia del mayor contenido en materia orgánica oxidable descrita en este residuo (Gueboudji y col., 2021). En términos generales, los valores más elevados de biodiversidad funcional (índices H' y Shannon) se obtuvieron a partir de los extractos derivados del protocolo CEP1.

Tabla 2. Resultados derivados del análisis fisicoquímico y biológico de los extractos. [1]mS/cm; [2]mg/L.

	RAA1	RAA3	ALP1	ALP2
pH CEP1	7,61 A	8,12 A	8,19 AB	8,40 A
pH CEP2	7,93 B	8,19 AB	8,31 B	8,47 A
pH CEP3	8,35 C	8,44 B	7,96 A	8,57 A
pH CEP4	8,36 C	8,18 AB	8,19 AB	8,44 A
Conductividad[1] CEP1	9,1 B	7,97 B	4,73 A	7,73 B
Conductividad[1] CEP2	8,4 B	7,33 A	6,20 B	4,83 A
Conductividad[1]CEP3	5,6 A	9,27 D	6,40 B	7,80 B
Conductividad[1] CEP4	6,3 A	8,53 C	5,30 AB	8,23 B
COT[2] CEP1	5,15 AB	35,68 A	4,63 A	52,84 A
COT[2] CEP2	5,45 B	38,10 A	4,56 A	79,72 AB
COT[2] CEP3	9,29 C	54,17 B	12,38 B	145,00 C
COT[2] CEP4	4,42 A	34,96 A	3,62 A	98,53 B
DBO_5[2] CEP1	8.593 A	12.760 B	34.899 A	38.461 A
DBO_5[2] CEP2	38.289 B	6.335 A	39.799 A	37.344 A
DBO_5[2] CEP3	12.427 A	38.489 C	48.733 A	30.777 A
DBO_5[2]CEP4	36.022 B	4.835 A	68.112 B	63.346 B
H' CEP1	2,28 A	3,03 B	2,59 B	3,04 B
H' CEP2	2,19 A	2,76 B	1,93 AB	2,23 A
H' CEP3	1,58 A	2,19 A	1,69 AB	2,89 B
H' CEP4	1,41 A	2,80 B	1,20 A	2,92 B
Riqueza CEP1	1,67 A	21,67 C	13,33 B	25,00 C
Riqueza CEP2	3,67 A	16,00 B	4,67 A	10,00 B
Riqueza CEP3	0,33 A	0,67 A	0,00 A	0,33 A
Riqueza CEP4	0,67 A	16,00 B	2,67 A	22,33 C

Valores LSD seguidos de letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$).

3.2 Evaluación de la actividad fitoestimulante

Los valores del IG calculado se representan en la Figura 1. En general, los datos IG en semillas de berro fueron superiores tras la aplicación de los extractos obtenidos con CEP1 y CEP4, mientras que el tratamiento que provocó un efecto más fitotóxico fue el CEP3. En concreto, el extracto RAA3 obtenido vía protocolo CEP3 resultó el más fitotóxico, alcanzando valores de IG menores al 10%. Según Bohacz (2019), la extracción de una mayor proporción de compuestos orgánicos solubles podría afectar negativamente a los resultados de IG en semilla.

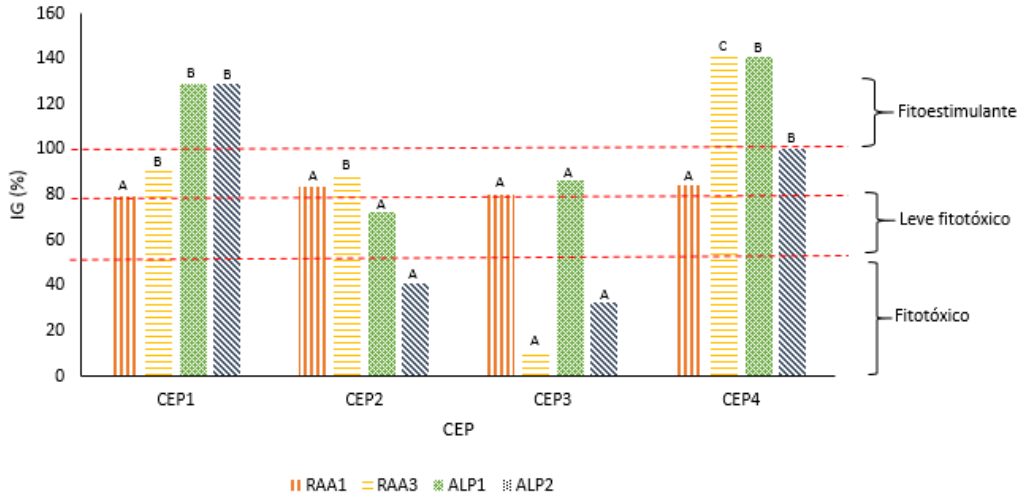


Figura 1. Resultados del IG a partir de los extractos de compost. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05).

4. Conclusiones

Las características fisicoquímicas y biológicas de extractos acuosos de compost son muy dependientes de factores como la temperatura, el tiempo de incubación y la agitación aplicadas durante la extracción, así como de las materias primas de partida. Los protocolos más agresivos en cuanto a temperaturas de extracción, presentan en general un mayor grado de fitotoxicidad así como un mayor contenido en carbono orgánico soluble, mientras que las condiciones más suaves de extracción son más, proporcionan extractos menos fitotóxicos y con una mayor biodiversidad funcional. Por tanto, desde un punto de vista agronómico, los extractos obtenidos a partir de los tratamientos CEP1 y CEP4, podrían resultar más favorables en lo que se refiere a su capacidad biofertilizante y fitoestimulante.

5. Bibliografía

Blanco-Vargas, A., Rodríguez-Gacha, L.M., Sánchez-Castro, N., Garzón-Jaramillo, R., Pedroza-Camacho, L.D., Poutou-Piñales, R.A., Rivera-Hoyos, C.M., Díaz-Ariza, A.M., Pedroza-Rodríguez, A.M., 2020. Phosphate-solubilizing *Pseudomonas* sp., and *Serratia* sp., co-culture for *Allium cepa* L. growth promotion. *Heliyon*, 6(10), e05218.

Bohacz, J., 2019. Composts and water extracts of lignocellulosic composts in the aspect of fertilization, humus-forming, sanitary, phytosanitary and phytotoxicity value assessment. *Waste Biomass Valori.*, 10, 2837-2850.

Fernández-Delgado, M., del Amo-Mateos, E., Lucas, S., García-Cubero, M.T., Coca, M., 2020. Recovery of organic carbon from municipal mixed waste compost for the production of fertilizers. *J. Clean. Prod.*, 265, 121805.

González-Hernández, A.I., Suárez-Fernández, M.B., Pérez-Sánchez, R., Gómez-Sánchez, M.Á., Morales-Corts, M.R., 2021. Compost tea induces growth and resistance against *Rhizoctonia solani* and *Phytophthora capsici* in pepper. *Agronomy*, 11(4), 781.

Gueboudji, Z., Bagues, M., Kadi, K., Nagaz, K., Addad, D., 2021. Effect of storage time on the biodegradability of olive oil mill wastewater from the cold extraction of olive oil system. *EuroBiotech J.*, 5(3), 142-154.

Liu, X., Shi, Y., Kong, L., Cao, H., Zhou, H., Lv, Y., 2022. Long-term application of bio-compost increased soil microbial community diversity and altered its composition and network. *Microorganisms,* 10(2), 462.

Martínez-Gallardo, M.R., López, M.J., López-González, J.A., Jurado, M.M., Suárez-Estrella, F., Pérez-Murcia, M.D., Sáez, J.A., Moral, R., Moreno, J., 2021. Microbial communities of the olive mill wastewater sludge stored in evaporation ponds: The resource for sustainable bioremediation. *J. Environ. Manage.*, 279, 111810.

Sáez, J.A., Pérez-Murcia, M.D., Vico, A., Martínez-Gallardo, M.R., Andreu-Rodríguez, F.J., López, M. J., Bustamante, M.A., Sánchez-Hernández, J.C., Moreno, J., Moral, R., 2021. Olive mill wastewater-evaporation ponds long term stored: Integrated assessment of in situ bioremediation strategies based on composting and vermicomposting. *J. Hazard. Mat.*, 402, 123481.

Shahid, S.A., Zaman, M., Heng, L., 2018. Soil Salinity: historical perspectives and a world overview of the problem. En: *Guideline for Salinity Assessment, Mitigation and Adaptation Using Nuclear and Related Techniques*. Springer, Cham.

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

Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. JKR Grasser (Ed.). Composting of agricultural and other wastes. Elsevier London, pp. 73-86.

Agradecimientos

Trabajo financiado gracias a la Ayuda Puente del Plan Propio de Investigación y Transferencia 2022 de la Universidad de Almería (PID2020-118402RB-I00).

EFECTO DEL COMPOST DE ALPERUJO SOBRE LA NODULACIÓN DE LA SIMBIOSIS SOJA-*BRADYRHIZOBIUM DIAZOEFFICIENS*

Germán Tortosa[1], Carol V. Amaya-Gómez[2], José C. Jiménez-López[3,4], Gustavo Curaqueo[5], Javier Caro[6], Socorro Mesa[1], María Jesús Delgado[1], Eulogio J. Bedmar[1]

[1]Departamento de Microbiología del Suelo y Sistemas Simbióticos, Estación Experimental del Zaidín (EEZ), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Granada, España. (german.tortosa@eez.csic.es)
[2]Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria-Agrosavia, Centro de Investigación La Libertad, Villavicencio, Colombia.
[3]Departamento de Bioquímica, Biología Celular y Molecular de Plantas, Estación Experimental del Zaidín (EEZ), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Granada, España.
[4]The UWA Institute of Agriculture and School of Agriculture and Environment; The University of Western Australia. CRAWLEY Perth, Australia.
[5]Departamento de Ciencias Agropecuarias y Acuícolas, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile.
[6]Oleoestepa S.C.A., Estepa, España

Resumen: En este trabajo se estudió el efecto del compost de alperujo sobre la nodulación en la simbiosis leguminosa-rizobio, concretamente entre plantas de soja (*Glycine max* L.) y su simbionte natural (*Bradyrhizobium diazoefficiens).* Para eso, se añadieron varias dosis de compost de alperujo, el principal residuo orgánico de la industria extractiva del aceite de oliva, a plantas de soja cultivadas en condiciones controladas de invernadero durante 4 semanas. Al finalizar el experimento se determinó el peso seco de la biomasa vegetal (parte aérea y raíz), el número y peso fresco de los nódulos aparecidos, así como el contenido en leghemoglobina de los mismos. Los resultados obtenidos sugieren que el compost de alperujo mejora significativamente el crecimiento de las plantas al mejorar la eficiencia simbiótica de la asociación leguminosa-rizobio.

Palabras clave: Efectividad simbiótica, fijación de nitrógeno, leghemoglobina, leguminosa, rizobios.

1. Introducción

El cultivo de leguminosas tiene una gran relevancia mundial al ser una de las principales fuentes de proteína vegetal empleadas en alimentación, ya sea animal o humana y, además, una de las principales estrategias para la sostenibilidad de los agroecosistemas (Voisin y col. 2014). Una de las más importantes es la soja (*Glycine max*), que representa cerca del 50% del área total cultivada, y el 68% de la producción global de legumbres (Herridge y col. 2008). Por otro lado, las leguminosas establecen simbiosis mutualistas con determinados microorganismos del suelo a los que se conoce con el nombre genérico de rizobios. Estas bacterias contienen la enzima nitrogenasa, que es la responsable de reducir el dinitrógeno atmosférico (N_2) a amonio (NH_4^+). A este proceso se le conoce como fijación biológica de nitrógeno (FBN) y resulta en la conversión de un compuesto no biodisponible en otro nitrogenado que se empleará para el crecimiento y desarrollo de la planta (Poole y col. 2018).

El compostaje es una biotecnología que permite transformar residuos orgánicos en materiales que pueden utilizarse como abonos en agricultura. Uno de los principales residuos orgánicos agrícolas que se generan en España es el orujo de oliva de dos fases o alperujo (AL), el cual proviene del prensado de la aceituna durante la obtención del aceite de oliva. Se ha demostrado que el compostaje, además de ser una tecnología viable para su tratamiento, también lo es para convertirlo en abono y enmienda orgánica de interés comercial (Tortosa y col. 2012).

Los compost son una fuente muy importante de materia orgánica, sustancias húmicas y nutrientes para las plantas, además de un reservorio de microorganismos beneficiosos que promueven el crecimiento vegetal. Así, el objetivo principal de este trabajo fue estudiar la viabilidad del compost de AL como biofertilizante que permita mejorar el proceso de fijación de nitrógeno y su eficiencia en el cultivo de leguminosas, en concreto en plantas de soja inoculadas con *B. diazoefficiens.*

2. Material y Métodos

2.1 Compost de AL.

El compost empleado en este estudio se elaboró a partir de una mezcla inicial de AL y estiércol de oveja en proporciones equivalentes, tal y como se comenta en un trabajo anterior (Tortosa y col., 2012). Se elaboró una pila trapezoidal de 10 t que se manejó con la ayuda de una máquina retroexcavadora. Se realizaron un total de 7 volteos, siendo más frecuentes durante la fase bioxidativa, y más espaciados en el tiempo conforme avanzó en proceso. La humedad de la pila se mantuvo en valores cercanos al 40% gracias a un sistema de riego por aspersión. El compostaje duró un total de 22 semanas.

2.2 Cultivo de B. diazoefficiens.

En este experimento se empleó la cepa parental USDA110 de *B. diazoefficiens* (United States Department of Agriculture, Beltsville, MD, United States) al ser representativa del simbionte de soja. Esta bacteria se cultivó de forma rutinaria en medio PSY (peptone-salts-yeast) a 28 ºC suplementado con cloranfenicol (15 µg L^{-1}) y arabinosa (0,1% p/v), tal y como se describe en Tortosa y col. (2020). Para la preparación del inóculo, dicha bacteria se creció hasta alcanzar la fase estacionaria para, posteriormente, centrifugar el cultivo a 12.000 g a 4ºC 10 min y resuspenderlo en suero salino estéril (NaCl, 0,9%) hasta alcanzar la concentración deseada: densidad óptica 600 nm de 0.8, que equivale aproximadamente 10^8 células mL^{-1}.

2.3 Cultivo e inoculación de soja con B. diazoefficiens, y análisis realizados.

El cultivo de las plantas de soja y su posterior inoculación con *B. diazoefficiens* se realizó según lo descrito previamente en Tortosa y col. (2020). Las semillas se esterilizaron superficialmente con etanol y H_2O_2 y se germinaron en placas Petri con agar al 1% en oscuridad durante 3 días a 28º C. Después, se transplantaron a macetas rellenas de arena y se inocularon con 1 mL de un cultivo de *B. diazoefficiens* anteriormente descrito. Las plantas se regaron periódicamente con disolución nutritiva sin nitrógeno y crecieron en condiciones controladas de luz y temperatura en el Servicio de Invernaderos y Cámaras de Cultivo de la EEZ-CSIC durante 28 días, tiempo suficiente para alcanzar el estado vegetativo V3-V4 (Figura 1). Al finalizar el experimento, se determinó el peso seco de la biomasa vegetal (parte aérea, PSPA; y raíz, PSR), el número (NN) y peso fresco de los nódulos (PFN) aparecidos y el contenido en leghemoglobina (Lb) de los mismos (Figura 2).

2.4 Tratamientos.

Los tratamientos ensayados consistieron en un control sin inocular y sin compost añadido (Control), un tratamiento con plantas inoculadas con *B. diazoefficiens* pero sin añadir compost (D0), y tres tratamientos con plantas inoculadas con *B. diazoefficiens* y con dosis crecientes de compost de AL: D1 (2,2 g por maceta), D2 (4,4 g por maceta) y D3 (6,6 g por maceta). El número de réplicas por tratamiento fue de 9 plantas. El tratamiento estadístico de los datos consistió en el cálculo de estadísticos descriptivos como la media aritmética y la desviación estándar, así como un cálculo inferencial basado en la prueba de ANOVA de 1 factor.

Figura 1. Aspecto de las plantas de soja según los tratamientos ensayados justo antes de ser cosechadas: Control (sin inóculo ni compost), D0 (con inóculo, pero sin compost), D1 (con inóculo y dosis 1 de compost), D2 (con inóculo y dosis 2 de compost) y D3 (con inóculo y dosis 3 de compost).

3. Resultados y Discusión

En compost empleado en este experimento presentó un pH ligeramente alcalino (7,67 ± 0,23) y una salinidad baja (CE de 1,11 ± 0,08 dS m^{-1}). Su contenido de materia orgánica fue de 54,5 ± 1,8%, con una importante fracción lignocelulósica y un contenido húmico notable, con un 78,30 ± 3,39% de porcentaje de ácidos húmicos. El contenido de nitrógeno total fue de 1,50 ± 0,30%, esencialmente orgánico debido a su bajo contenido mineral (amonio, nitrato y nitrito). El compost de AL no presentó propiedades fitotóxicas, al mostrar valores de 93 ± 1% en el índice de germinación (test de Zucconi).

El efecto del compost sobre el crecimiento de las plantas de soja fue positivo en todos los parámetros analizados, en especial la biomasa vegetal. Tanto el PSPA como el PSR se incrementaron cerca de un 5 y 45% respectivamente con respecto al tratamiento D0. También se observaron mejoras en la altura de las plantas y el número de trifolios, pero sin ser estadísticamente significativos.

En cuanto a la simbiosis soja-*B. diazoefficiens*, la adición de compost mejoró significativamente el NN, entre un 7 y un 20%, con respecto al tratamiento D0. Además, se observó un ligero incremento de la biomasa nodular, que fue de 0,66 g de PFN por planta, un 8% más que el valor obtenido en D0. En cuanto a la eficiencia simbiótica, medida como el contenido de Lb, se apreció que el compost de AL produjo una mejora significativa según la dosis aplicada, siendo mayor cuanto más compost se añadió.

Tabla 1. Altura, número de trifolios, peso seco de la parte aérea (PSPA), peso seco de la raíz (PSR), número de nódulos (NN), peso fresco de nódulos (PFN) y contenido en leghemoglobina (Lb) por planta en función de los tratamientos ensayados.

Tratamiento	Altura (cm)	Nº de trifolios	PSPA (g)	PSR (g)	NN	PFN (g)	Lb (mg PFN^{-1})
Control	15b	2b	1,23c	0,32c	-	-	-
D0	24a	3a	1,42b	0,45b	65a	0,61b	6,82c
D1	28a	4a	1,51a	0,61a	70a	0,63a	7,12b
D2	27a	4a	1,49a	0,67a	76a	0,66a	7,25a
D3	26a	4a	1,48a	0,62a	78a	0,62b	7,32a

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

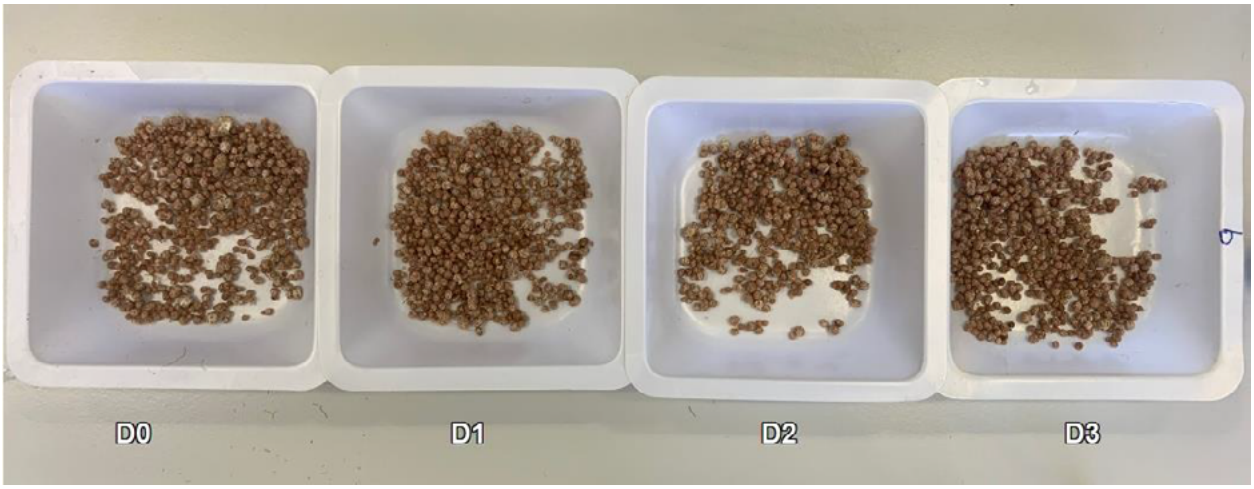


Figura 2. Nódulos de soja obtenidos al final del experimento según los tratamientos ensayados: Control (sin inóculo ni compost), D0 (con inóculo pero sin compost), D1 (con inóculo y dosis 1 de compost), D2 (con inóculo y dosis 2 de compost) y D3 (con inóculo y dosis 3 de compost).

4. Conclusiones

La adición de compost de AL a las dosis ensayadas produjo un claro beneficio en el crecimiento de las plantas de soja mejorando, además, la nodulación y su eficiencia simbiótica.

5. Bibliografía

Herridge D.F., Peoples M.B., Boddey R.M. 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant Soil.* 311:1–18.

Poole P., Ramachandran V., Terpolilli J. 2018. Rhizobia: from saprophytes to endosymbionts. *Nat. Rev. Microbiol.* 16, 291–303.

Tortosa G., Alburquerque J.A., Ait-Baddi G., Cegarra J. 2012. The production of commercial organic amendments and fertilisers by composting of two-phase olive mill waste ("alperujo"). *J. Clean. Prod.* 26, 48-55.

Tortosa G., Pacheco, P.J., Hidalgo-García A., Granados A., Delgado A., Mesa S., Bedmar E.J., Delgado M.J. 2020. Copper modulates nitrous oxide emissions from soybean root nodules. *Environ. Exp. Bot.* 180, 104262.

Voisin A., Guéguen J., Huyghe C., Jeuffroy M.H., Magrini M.B., Meynard J.M., Mougel C., Pellerin S., Pelzer E. 2014. Legumes for feed, food, biomaterials and bioenergy in Europe: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 361–380.

EFECTO DEL USO DE COMPOST SOBRE LA EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN UN CULTIVO DE MAÍZ BAJO RIEGO

Luciano Orden[1,*], Banira Lombardi[2], Patricio Varela[1], Agustín Montenegro[1], Mª Ángeles Bustamante[3], José Sáez-Tovar[3], Paula Juliarena[2], Raúl Moral[3]

[1]EEA INTA Ascasubi. Ruta 3 Km 794, 8142, Hilario Ascasubi, Buenos Aires, Argentina. [2]CIFICEN (CONICET-UNCPBA-CICPBA) IFAS, Pinto 399, 7000, Tandil, Argentina. [3]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, España.
*l.orden@umh.es

Resumen: El tratamiento del estiércol en sistemas ganaderos intensivos mediante el compostaje, representa una estrategia para mejorar el rendimiento de cultivos y mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). El objetivo principal del presente estudio fue evaluar el impacto de la aplicación de compost en un cultivo de maíz (*Zea mays* L.), sobre las emisiones de metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O). El experimento se desarrolló en una zona semiárida (Hilario Ascasubi, Argentina) en un cultivo bajo riego por goteo subterráneo. Los tratamientos incluyeron: 4 parcelas (cuatro hileras de maíz de 20 m de largo) con compost (CFL) proveniente de estiércol bovino de cría intensiva con rastrojo de cereales (1:1, v/v) y una parcela testigo sin fertilizar (T). La aplicación de la enmienda orgánica se realizó un mes antes de la siembra a una dosis de 20 t ha^{-1}. Los flujos de gases procedentes del suelo se cuantificaron mediante cámaras estáticas en 11 ocasiones, durante dos meses desde el día de aplicación de CFL. Se estimó la emisión acumulada de ambos GEI y se calculó el factor de emisión (FE) para N_2O. Al cabo de 60 días, la aplicación de CFL mantuvo la capacidad de secuestrar CH_4 similar al testigo (-51,8 ± 6.9 vs. -47,5 mg CH_4 m^{-2}, respectivamente) sin embargo aumentó la emisión de N_2O (7,7 ± 5,8 mg N_2O m^{-2}) hasta siete veces más que el testigo (2,2 mg N_2O m^{-2}). Aun así, el FE de N_2O (0,02%) fue considerablemente menor al FE establecido por el IPCC (0,5%).

Palabras clave: estiércol, enmienda orgánica, suelo, GEI

1. Introducción

En la actualidad, las principales tendencias en las actividades ganaderas van hacia la intensificación de la producción animal y el aumento del tamaño de las unidades de producción (Teenstra y col., 2014), lo que genera simultáneamente un aumento significativo de los residuos orgánicos que pueden resultar potencialmente contaminantes si no se gestionan adecuadamente. Existen problemas específicos en la gestión de los residuos ganaderos como los olores, los patógenos, la contaminación del agua y del suelo, y las emisiones de amonio y de gases de efecto invernadero (GEI), como el óxido nitroso (N_2O) y el metano (CH_4) (Martín-Marroquín e Hidalgo, 2014). El tratamiento del estiércol en sistemas ganaderos intensivos mediante el compostaje, representa una estrategia para mejorar el rendimiento de cultivos y mitigar las emisiones de GEI.

Además, las enmiendas orgánicas son una valiosa fuente de materia orgánica (MO) para los suelos de las regiones áridas y semiáridas que no solo ocupan alrededor del 40% de la superficie total de la Tierra, sino también porque proporcionan una gran parte de los cereales y el ganado del mundo (FAO, 2008). El cambio de uso de la tierra con fines agrícolas en estas zonas, como en muchos otros ecosistemas, modifica la cantidad y la calidad de la MO, reduciendo la reserva del carbono y otros nutrientes del suelo, especialmente el nitrógeno (Gelaw y col., 2014).

La sustitución de la agricultura tradicional por una agricultura basada en la conservación del suelo puede tener numerosos beneficios medioambientales. Sin embargo, la mayoría de las evaluaciones sólo tienen en cuenta las mejoras en las propiedades del suelo o en el rendimiento de los cultivos y suelen obviar el impacto en las emisiones de GEI, que es poco conocido. En este contexto, el objetivo principal del presente estudio fue evaluar las emisiones

de GEI de un cultivo de maíz regado mediante un sistema de goteo subterráneo y la aplicación de una enmienda orgánica (compost).

2. Material y Métodos

El presente estudio se realizó de octubre de 2020 a abril de 2021 (primavera-verano en HS) en la Estación Experimental Agropecuaria del INTA Hilario Ascasubi (EEA INTA H. Ascasubi), al sur de la Región Pampeana en Argentina (39°23′ S, 62 °37′ O, y 13 m sobre el nivel del mar). El suelo es un Hapludol éntico, franco arenoso (Taxonomía de suelos del USDA), dentro de la serie de suelos "La Merced", un suelo típico de la zona (Orden y col., 2021). El sitio se encuentra ubicado en una zona de clima semiárido estepario frío según la clasificación climática de Köppen. La temperatura media anual es de 15 °C y la precipitación acumulada anual es de 492 mm con mayores precipitaciones en los meses de primavera-verano. La zona presenta una deficiencia hídrica de 300 a 500 mm que obliga a regar los cultivos.

El experimento se realizó en una finca de 0,35 ha, que comenzó a producir 5 años antes de este ensayo. La fecha de siembra del maíz (*Zea mays* L.) DK72-10VT3P (Dekalb®) fue el 04/11/2020 de forma mecanizada en siembra directa (labranza cero). La densidad de plantación fue de 90.000 pl ha^{-1} y la distancia entre hileras de 0,70 m. Junto con la semilla se incorporaron 84 kg ha^{-1} de fosfato diamónico (PDA: 18-46-0) aplicado lateralmente a la hilera de siembra.

La parcela disponía de un sistema de riego por goteo subterráneo ya que se encontraba fuera de cota para el riego gravitacional. Las hileras laterales estaban instaladas cada 0,70 m en el plano horizontal y a 0,25 m de profundidad. Contaba con emisores cada 0,5 m a lo largo de los laterales. El caudal del emisor del sistema de goteo fue de 1,6 L h^{-1} (DripnetPC, Netafim®) entregando un caudal de riego de 4,57 mm ha^{-1}.

Los tratamientos incluyeron: compost (CFL) proveniente de estiércol bovino de cría intensiva con rastrojo de cereales (1:1, v/v) y un testigo sin fertilizar (T). La aplicación de CFL se realizó un mes antes de la siembra (04/10/2020) a una dosis de 20 t ha^{-1}, de forma manual sobre el suelo, sin incorporación. La superficie utilizada para la aplicación de CFL fue de 4 bloques de 56 m^2 (cuatro hileras de maíz de 20 m de largo), mientras que el área para el T fue un bloque de 28 m^2 (dos hileras de maíz sin aplicación de CFL).

Los flujos de GEI se midieron mediante la técnica de cámaras estáticas, siguiendo la metodología descripta en Lombardi y col. (2021). La medición se realizó durante dos meses, del 16/10/2020 al 15/12/2020, dividido en 11 campañas de muestreo, desde el día de aplicación del CFL (día 0) y a 1, 2, 4, 7, 12, 19, 28, 35, 46 y 60 días después de la aplicación del CFL. Se utilizaron cinco bases cilíndricas de PVC (d=30 cm, altura=15 cm, área=0,07 m^2) como fondo de las cámaras. Las bases se insertaron 10 cm en el suelo en el medio de cada parcela (n=4 para CFL y n=1 para T) dos días antes de la aplicación del CFL. Las bases se dejaron clavadas en el suelo durante todo el período de monitoreo. Durante el muestreo se utilizó una tapa del mismo material y diámetro que las bases (10 cm de altura) para encerrar el volumen interno de la cámara. La tapa contaba con un septum para la extracción de muestras y un termómetro digital para registrar la temperatura del aire interno. En cada ocasión de muestreo, las tapas se adosaron a las bases con una banda de goma. Las muestras se recogieron con una jeringa de polipropileno de 25 mL después del cierre de la cámara (0 min) y después de 15, 30 y 45 min para garantizar una adecuada respuesta lineal en las concentraciones de gas interior.Una vez que se completó el muestreo, se quitaron las tapas de las cámaras y se dejaron descubiertas, exponiendo el suelo a las condiciones meteorológicas naturales. Las muestras se recogieron e inmediatamente se transfirieron a viales de 12 mL (Labco Exetainer®). Las muestras se analizaron mediante cromatografía gaseosa (GC Agilent 7890A) equipado con un detector de ionización de llama (FID) para CH_4 y otro de captura de electrones (ECD) para el análisis de N_2O. Los flujos de gas se calcularon como la tasa de cambio en la concentración a lo largo del tiempo usando regresión lineal, descrita en detalle en Lombardi y col. (2021). Los flujos se corrigieron con la altura interior de la cámara, la temperatura del aire interno en el momento del muestreo y la presión atmosférica en el sitio (estación meteorológica EEA INTA Ascasubi). Se comprobó la linealidad de todos los datos de

flujo examinando el R^2. Las cámaras con R^2<0,8 se excluyeron del conjunto de datos. Además, se asumió la ausencia de flujo en las cámaras (es decir, flujo = 0) cuando la tasa de cambio en la concentración de gas fue menor al límite de precisión analítica del GC. Se calculó la emisión acumulada de ambos GEI (mg m^{-2}) mediante la integración de los flujos diarios en el tiempo (Software OriginLab 2018) en todo el periodo muestreado. Posteriormente se calculó el factor de emisión (FE) de N_2O, expresado como porcentaje de N emitido por unidad de N agregado, restando las emisiones acumuladas de N_2O del T a las emisiones acumuladas de N_2O del CFL y dividiendo por la cantidad de N aplicado.

3. Resultados y Discusión

Los flujos CH_4 medidos desde el suelo durante el periodo de 60 días resultaron ser negativos, independientemente de que se haya agregado CFL o no (Figura 1). El flujo medio para el suelo testigo fue de -0,024 ± 0,004 mg CH_4-C m^{-2} h^{-1} y para el CFL de -0,026 ± 0,005 mg CH_4-C m^{-2} h^{-1}. Al cabo de 60 días, al integrar los flujos en el tiempo, ambos tratamientos resultaron en un flujo acumulado de -51,8 ± 6.9 vs. -47,5 mg CH_4 m^{-2} para CFL y T, respectivamente. Estos valores indicaron que ambas parcelas dedicadas al cultivo de maíz, con agregado de CFL o no, se comportaron como un sumidero de CH_4, al igual que ocurre en una amplia variedad de suelos (Galbally y col., 2008; De Bernardi, y col., 2022). Verificar que estos suelos de regiones áridas o semiáridas se comportan como secuestradores de CH_4 es muy importante ya que consumen una gran parte del presupuesto mundial de CH_4.

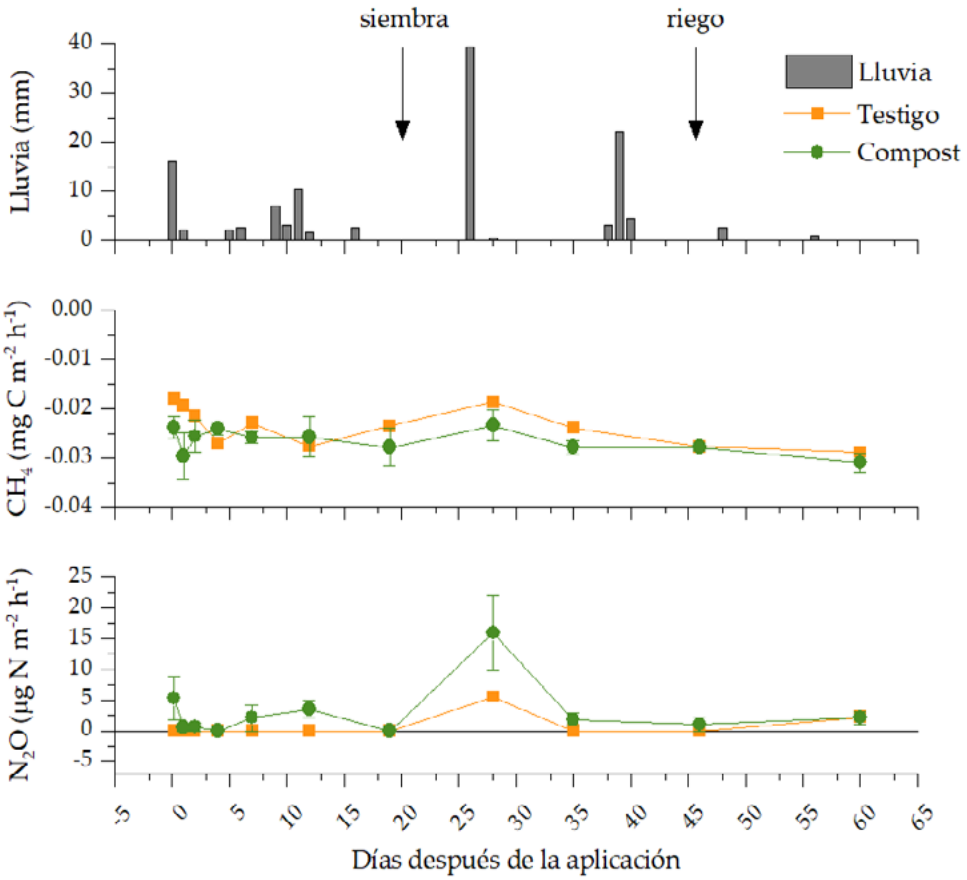


Figura 1. Flujos de CH_4 y N_2O desde el suelo testigo (T) y con aplicación de compost (CFL) durante el periodo de seguimiento de 60 días. Las barras representan el error estándar de la media.

En cuanto al N_2O, se observaron flujos más altos en el suelo con CFL (Figura 1). Horas después de la aplicación del CFL se observó un pico de N_2O que inmediatamente disminuyó y

posteriormente aumentó suavemente, hasta alcanzar un pico más alto a los 28 días después de la aplicación del CFL. Estos valores altos de N_2O desde CFL coincidieron con los eventos de lluvia que probablemente favorecieron las condiciones propicias para los procesos de transformación del N contenido en CFL, activando los procesos de nitrificación y desnitrificación que conllevan a la producción de N_2O. Estos resultados coinciden con una gran cantidad de estudios que resaltan la importancia del agua en los procesos de emisión de N_2O (Galbally y col., 2008). Sin embargo, no se vio afectación en los flujos de N_2O por parte del agua del riego subterráneo. Esto podría deberse a que el riego ocurre a 25 cm por debajo de la superficie y no alcanza a humedecer el CFL superficial.

La emisión acumulada del suelo con CFL (7,7 ± 5,8 mg N_2O m^{-2}) fue hasta siete veces mayor que el T (2,2 mg N_2O m^{-2}). Aun así, el FE de N_2O de CFL (0,02%) fue considerablemente menor al FE establecido por defecto por el IPCC (0,5%) para los cálculos de inventarios de GEI nacionales. Estos valores tan bajos pueden deberse a la poca humedad característica de las zonas semiáridas, y por el sistema de riego utilizado. De la misma manera, Sanchez-Martín y col., (2010) encontraron valores de N_2O bajos en un maíz irrigado mediante sistemas subterráneos en comparación con sistemas de riego por surcos.

4. Conclusiones

Al cabo de 60 días, la aplicación de CFL mantuvo la capacidad de secuestrar CH_4 similar al T. Sin embargo aumentó la emisión de N_2O hasta siete veces más que el T. Aun así, el FE de N_2O (0,02%) fue considerablemente menor al FE establecido por el IPCC (0,5%). Se requieren más estudios en este tipo de sistemas de producción combinando fertilización por enmiendas orgánicas con sistemas de riego por goteo subterráneo.

5. Bibliografía

De Bernardi, M., Priano, M.E., Fernández, M.E., Gyenge, J., Juliarena, M.P., 2022. Impact of land use change on soil methane fluxes and diffusivity in Pampean plains, Argentina. *Agriculture Ecosyst. Environ.*, 329, 107866.

FAO, 2008. Water and cereals in drylands. Routledge, London.

Galbally, I.E., Kirstine, W.V., Meyer, C.P., Wang, Y.P., 2008. Soil–atmosphere trace gas exchange in semiarid and arid zones. *J. Environ. Qual.*, 37(2), 599-607.

Gelaw, M., Singh, B.R., Lal, R.., 2014. Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a semi-arid watershed in Tigray, Northern Ethiopia. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 188, 256-263.

Lombardi, B., Alvarado, P.I., Ricci, P., Guzmán, S.A., Gonda, H.L., Juliarena, M.P., 2021. Methane and nitrous oxide emissions from dung patches deposited by grazing cattle supplemented with maize grain. *Anim. Feed Sci., Technol.* 115029.

Martín-Marroquín, J.M., Hidalgo, D., 2014. Livestock Waste: Fears and Opportunities, En: *Environment, Energy and Climate Change I: Environmental Chemistry of Pollutants and Wastes*. Springer International Publishing, Cham, pp. 341–373.

Orden, L., Ferreiro, N., Satti, P., Navas-Gracia, L.M., Chico-Santamarta, L., Rodríguez, R.A., 2021. Effects of onion residue, bovine manure compost and compost tea on soils and on the agroecological production of onions. *Agriculture*, 11, 962.

Sanchez-Martín, L., Meijide, A., Garcia-Torres, L., Vallejo, A., 2010. Combination of drip irrigation and organic fertilizer for mitigating emissions of nitrogen oxides in semiarid climate. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 137(1-2), 99-107.

Teenstra, E.D., Vellinga, T.V., Aktasaeng, N., Amatayaku, W., Ndambi, A., Pelster, D., Germer, L., Jenet, A., Opio, C., Andeweg, K., 2014. *Global asessment of manure management policies and practices*. *Report 844*, Wageningen UR Livestock Research, Wageningen, 35 pp .

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al personal técnico de la EEA INTA Ascasubi. Ensayo realizado con fondos del Proyecto i518 de INTA, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (Argentina).

BIOCIRCULARCITIES PROJECT: ANÁLISIS DE LA TRANSICIÓN A LA ECONOMIA CIRCULAR EN LA GESTIÓN DE BIORRESIDUOS

Marga López, Rosaria Chifari, Ignasi Puig

Fundació ENT. c/ Josep Llanza, 1-7, 2n 3a
08800 Vilanova i la Geltrú
rchifari@ent.cat

Resumen: BIOCIRCULARCITIES tiene como objetivo dar soporte al desarrollo del marco regulatorio y hojas de rutas innovadoras alineados con los principios de la bioeconomía circular, centrados en los biorresiduos y basados en la co-creación de conocimientos gracias a procesos participativos con múltiples actores. En el proyecto participan 8 socios europeos y se desarrolla en tres pilotos (Barcelona, Nápoles, Pazardzhik).
Una de las actividades realizadas ha consistido en una revisión y clasificación de normativa, programas, estrategias en cada una de las áreas de influencia (tres áreas metropolitanas, tres regiones, tres países y a nivel europeo), sobre temáticas que incluyen principalmente los biorresiduos y la economía circular, así como bioplásticos, vertederos, subproductos animales o fertilizantes. Los documentos se han organizado en una base de datos en formato Excel donde se incluye el título, el país o área de emisión, así como otras características como la temática o el año, con objeto de facilitar la clasificación. El período abarca desde la primera directiva sobre residuos (1975) hasta la actualidad.
Los resultados indican que la época más prolífica en la emisión de documentos fue entre 2010 y 2020, a raíz de los objetivos de la Directiva 98/2008, y versan principalmente sobre gestión de residuos, la protección del medioambiente y estrategias de economía circular, mientras que otros aspectos como subproductos y emisiones constan de menos documentos.
Los mensajes principales indican que se ha de conseguir un biorresiduo de calidad y bien separado, cuyo uso en procesos de valorización sean adecuados para alcanzar los objetivos de la normativa. Pero esto se puede convertir en un arma de doble filo pues puede limitar la aplicación de medidas que podrían ser favorecedoras para la economía circular de los biorresiduos debido a la necesidad de cubrir aspectos administrativos para su gestión.

Palabras clave: marco regulatorio, normativa, bioproductos.

1. Introducción

La economía circular ha ganado interés en los últimos años con objeto de alcanzar la sostenibilidad. Georgescu-Roegen (1975) ya sugirió la integración de los sistemas naturales como una variable más en la actividad económica, lo que originó los primeros postulados sobre bioeconomía circular. Más recientemente, la Fundación Ellen MacArthur promueve la economía circular a partir de (1) la eliminación de residuos y la contaminación, (2) la circulación de productos y materiales y (3) la regeneración de la naturaleza, con objeto de desacoplar la actividad económica del consumo de recursos y dar lugar a un sistema resiliente adecuado para los negocios, las personas y el entorno. Desde la administración también se han promulgado normas y se han publicado programas para alcanzar objetivos de reducción de residuos y de reciclaje y alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la ONU (2015). En este sentido, Directiva 98/2008 sobre residuos ha marcado un punto de inflexión a partir del cual se han activado normas y programas a nivel local.

El proyecto BIOCIRCULARCITIES, en el cual se basa el presente documento, tiene por objeto ayudar a la elaboración de un marco regulatorio y hojas de rutas innovadoras para la gestión de los biorresiduos alineados con los principios de la bioeconomía circular. Para ello, un primer paso ha sido la recolección de normas, programas y estrategias a nivel europeo, nacional, regional y local para las tres áreas de estudio, que corresponden al Área Metropolitana de Barcelona (España), al Área Metropolitana de Nápoles (Italia) y a la Provincia de Pazardzhik (Bulgaria) con objeto de conocer cuáles son los principales temas relacionados (López et al, 2022).

2. Metodología

Para poder manejar la información, los documentos recopilados se han ordenado en una base de datos en formato Excel. Los criterios para la recogida de documentación han tenido en cuenta los siguientes aspectos:

- **Tipo de documento**. Se han incluido en la selección tanto documentos legales como planes y programas.
- **Alcance**. Aquellos documentos que por contenido puedan afectar la implementación de la bioeconomía circular de los biorresiduos, directa o indirectamente.
- **Fuentes de información**. Los socios locales del proyecto se han encargado de recoger los documentos a nivel local, regional y nacional, principalmente debido al idioma. Para ello se ha consultado las publicaciones oficiales como el Boletín Oficial del Estado (BOE), el Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya (DOGC) y el Butlletí Oficial de la Província (BOP) así como los homónimos para los otros pilotos de Italia y Bulgaria.
- **Clasificación de documentos**. La clasificación se ha realizado en base a los criterios de la Tabla 1, además de la localización geográfica y administrativa, que han constituido los campos de la base datos.

Tabla 1. Criterios de clasificación de las normas recogidas.

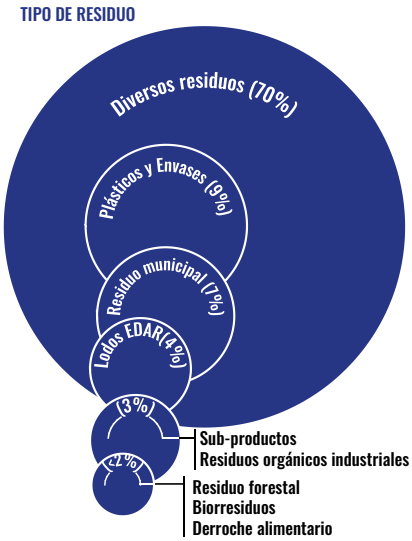
Tipo de residuo	Biorresiduo Derroche alimentario Envases	Lodo de depuradora Residuo forestal Residuo municipal	Residuo orgánico industrial Sub-producto Diversos residuos
Sectores	Administración Agricultura y productos Cambio climático	Economía circular Energía	Gestión de residuos Industria
Temas	Bioeconomía Clasificación de residuos Comercialización Notificación Economía circular	Energía renovable Financiación pública Gestión de residuos Prevención de residuos	Producción ecológica Protección de la salud Protección del medioambiente Tratamiento de residuos
Subtemas	Alimentación animal Ayudas BAT Disposición controlada Emisiones Energía renovable Estadísticas	Etiquetado Evaluación Fertilizantes Incineración Planificación Prevención de residuos	Protección del suelo Recogida selectiva Registro Responsabilidad civil Tratamiento de residuos Tributación

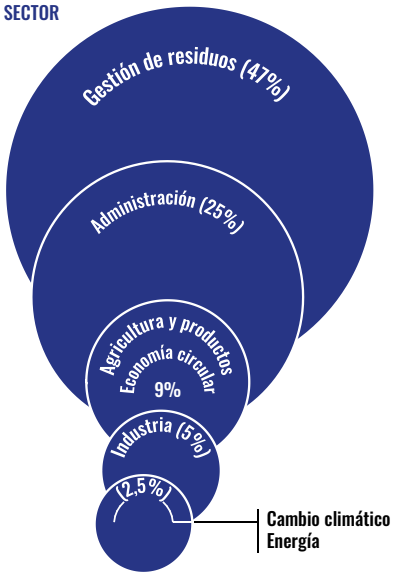
La base de datos también recoge otros campos como el año, el resumen o la dirección web.

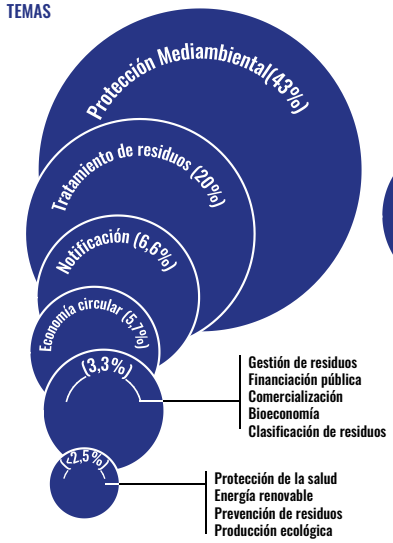
3. Resultados

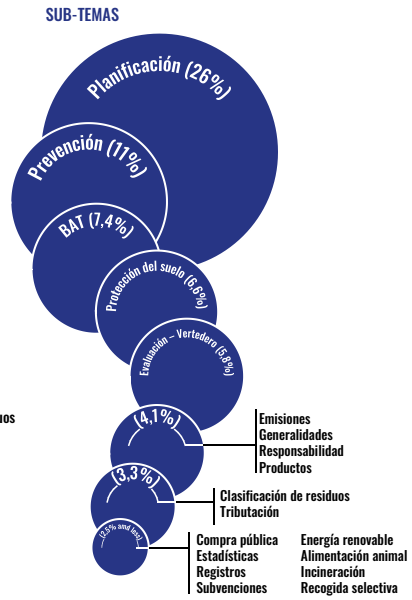
En total se han recogido 122 documentos a nivel europeo, nacional, regional y local. De ellos, 99 corresponden a documentos con carácter vinculante mientras que el resto son planes, programas y estrategias, lo que indica la voluntad de alcanzar los objetivos planteados. 45 documentos pertenecen al marco europeo, 25 a España, 14 a Catalunya, 3 a nivel local del Área Metropolitana de Barcelona, 16 a Italia, 4 a Campania, 3 a la Ciudad Metropolitana de Nápoles, 10 a Bulgaria, 1 Región Sur-Centro y 1 a la Provincia de Pazardzhik.

Se detectan dos periodos en los cuales se ha propiciado la aparición de documentos, a partir de 2008, después de la Directiva 98/2008 y en 2018, marcado por la publicación de planes y programas relacionados con la economía circular a nivel nacional y europeo, así como por la necesidad de alcanzar objetivos de reciclaje en los próximos años.









3.1 Por tipo de residuo

La mayor parte de los documentos recopilados no se centran en una tipología especifica de residuos sino se refieren a diversos residuos (un 70%) con temas como su gestión, clasificación o estadísticas. Los documentos relacionados con los plásticos y envases, como la prohibición de envases de un solo uso, son únicamente un 9% y documentos específicamente relacionados con residuos municipales un 7% y afectan a nivel nacional, regional y local, pero no europeo, algo esperable ya que son las administraciones locales las que suelen tener las competencias de su gestión. Los documentos sobre gestión de residuos agro-forestales tienen mayor importancia en la Provincia de Pazardzhik, pues esta área presenta un 56% de zonas forestales y un 36% de zonas agrícolas, una situación muy distinta a la del área metropolitana de Barcelona o de la Ciudad Metropolitana de Nápoles. Así también cabe destacar que a nivel de Catalunya aparece el único documento específico relacionado con el derroche alimentario y en Bulgaria el único específico sobre biorresiduos.

3.2 Por sectores

Los documentos relacionados con la gestión de residuos en general prevalecen claramente sobre el resto (47%) y han sido publicados mayormente a nivel europeo, mientras que los relacionados con la administración como los que se refieren al reporte de información representan el 25% y de manera homogénea entre los diferentes territorios a nivel nacional. La economía circular se ve recogida de manera específica en el 9% de los documentos principalmente en forma de planes y estrategias.

3.3 Por temas y subtemas

La protección del medio ambiente es el principal tema sobre el que versan los documentos recogidos (53 documentos), profundizando en la evaluación ambiental, seguido del tratamiento de residuos (24 documentos) como la utilización de mejores técnicas disponibles (BAT, en inglés) para el tratamiento, la incineración o el vertido controlado. La comunicación con la administración y la economía circular ocupan el siguiente lugar, pero por debajo del 10% de los documentos. No obstante, aunque tengan poca representación existen otras categorías de documentos relacionadas con la protección de la salud o la prevención de residuos. En la clasificación por subtemas la planificación tiene el mayor peso (26%), seguida de la prevención (11%).

4. Discusión

Los documentos recogidos cumplen un amplio abanico con relaciones poco aparentes para el análisis de la bioeconomía circular en relación con los biorresiduos. Las limitaciones a la entrada de residuos biodegradables en los vertederos en las Directivas al efecto y las tasas asociadas a su utilización (principalmente a nivel local) promueven indirectamente la recogida selectiva y por tanto la mejora del biorresiduo, ampliando sus capacidades de uso.

La preocupación por el impacto de los plásticos en el medio ha propiciado la aparición de normas que prohíben los plásticos de un solo uso, lo que ha impactado sobre la producción de otros tipos de materiales como los compostables. En relación con la economía circular, los diversos planes y programas publicados (COM/2020/98 final Circular Economy Action Plan-CEAP) plantean objetivos para el 2030, instando a que los estados miembros elaboren las recomendaciones para alcanzarlos. Los documentos relacionados específicamente con los biorresiduos son escasos y quizás se deberían impulsar para mejorar la circularidad de estos, especialmente en los entornos urbanos.

La existencia actual de normas como la Directiva 86/278 sobre utilización agraria de lodos de depuradora, con unos límites máximos de metales desviados de otras normas más actuales como el Reglamento 1009/2019 sobre comercialización de productos fertilizantes pone de manifiesto la necesidad de actualización en particular para alcanzar los principios de economía circular.

Claramente a lo largo de los años la tendencia ha sido a la publicación de documentos tanto vinculantes como no vinculantes dirigidos a promover la economía circular. Ello puede promover a su vez, la aparición de nuevas oportunidades de negocio en la innovación de la gestión de residuos en entornos urbanos y rurales para hacerlos más circulares. En relación con esto, se ha detectado que en relación con la obtención de ciertos bioproductos a partir de biorresiduos como bioplásticos, ingredientes funcionales o bioquímicos, la normativa podría ser más específica a la hora de regular la utilización de estos materiales en aras de la economía circular. También en relación estrecha con los biorresiduos, la recogida selectiva a día de hoy continúa siendo uno de los mayores escollos a resolver y en el que se está trabajando aspectos de incorporación de nuevas tecnologías a la par que en el uso de medidas administrativas (impuestos, tasas, incentivos) para mejorar la participación ciudadana.

5. Conclusiones

La aparición de nuevas posibilidades en la gestión de biorresiduos indica la necesidad de la existencia de un marco legal ajustado y con documentos de soporte como planes y estrategias para fomentar en la mayor medida posible la implementación de la economía circular. Este marco legal podría ser más específico en relación al tipo de biorresiduo, las posibles vías de gestión y los bioproductos obtenidos y acompañarse de medidas estratégicas como incentivos de diversos tipos, tanto económicos como de otro tipo.

6. Bibliografía

Georgescu-Roegen, N. 1975. Energy and Economic Myths. Southern Economic Journal, Vol. 41(3): 347-381.

López, M., Chifari, R. 2022. D3.1 – Policy framework and Good Practices on circular bioeconomy and biowaste management. Report. BIOCIRCULARCITIES project Deliverable.

ONU, 2015. General Assembly resolution A/RES/70/1 of 25 September 2015.

7. Agradecimientos

Este estudio se ha realizado en el marco del proyecto BIOCIRCULARCITIES. Este Proyecto ha recibido recursos de Circular Bio-based Europe Joint Undertaking (CBE JU) en el marco del programa de investigación e innovación Horizonte 2020 de la Unión Europea bajo en número de contrato No 101023516. El JU recibe el apoyo del programa de investigación e innovación Horizonte 2020 de la Unión Europea y del Bio-based Industries Consortium.

VNiVERSiDAD D SALAMANCA

Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales

COMPOSTAJE RED ESPAÑOLA

Compostaje

Objetivo de Desarrollo Sostenible

JORNADAS RED ESPAÑOLA DE COMPOSTAJE

Salamanca, 5-7 de octubre de 2022